

SÉRIE DIVULGAÇÃO E INFORMAÇÃO, 175

**ALTERAÇÕES ECOLÓGICAS PROVOCADAS PELA
CONSTRUÇÃO DA BARRAGEM DA UHE DE
ROSANA SOBRE O BAIXO RIO PARANAPANEMA,
SP/PR.**

**Pedro Umberto ROMANINI
GISELA Yuka Shimizu
José Aparecido CRUZ
Silvio Carlos FONTANA
Maria Aparecida JULIANO DE CARVALHO
Carlos Eduardo de Mattos BICUDO**

CESP - IBUSP

CETESB - CIA. DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA Prof. Dr. Lucas Roguete Garcia
v. Prof. Frederico Hermann Junior, 245 - Pinheiros
06489-900 - SÃO PAULO - BR SIL

**São Paulo
jan.94**

CLASSE	
A. 1.º	
NUMERO	28770

M - Diretoria de Meio Ambiente
 ME - Departamento de Estudos e Planejamento Ambiental
 MI - Departamento de Implantação e Desenvolvimento Ambiental

Al. Ministro Rocha Azevedo, 25 - 4º andar - São Paulo - SP
 Tel.: 253-9033 - r. 424

R. Bela Cintra, 847 - 6º andar - São Paulo - SP
 Tel.: 255-9033 - r. 3320

ADCB - Depósito Legal

3401
 R661a
 028770

CESP - CATALOGAÇÃO NA FONTE

CESP.

Alterações ecológicas provocadas pela construção da barragem da UHE de Rosana sobre o Baixo Rio Paranapanema, SP/PR. / CESP ; Pedro Umberto Romanini ; Gisela Yuka Shimizu ; José Aparecido Cruz ; Silvio Carlos Fontana ; Maria Aparecida Juliano de Carvalho ; Carlos Eduardo de Mattos Bicudo. -- São Paulo, 1994. 153p. -- (Série Divulgação e Informação, 175)

1. Impacto ambiental de UHE . 2. UHE Rosana. I. ROMANINI, P.U. II. SHIMIZU, G.Y. III. CRUZ, J.A. IV. FONTANA, S.C. V. CARVALHO, M.A.J. VI. BICUDO, C.E.M. VII. Título. VIII. Série.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	03
1.1. DESCRIÇÃO DA ÁREA.....	05
1.2. A BARRAGEM E O RESERVATÓRIO DE ROSANA.....	07
1.3. CRONOGRAMA DE PREENCHIMENTO.....	08
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	09
2.1. PONTOS DE AMOSTRAGEM.....	09
2.2. PARÂMETROS ECOLÓGICOS.....	10
2.2.1. Parâmetros ambientais.....	10
2.2.2. Parâmetros biológicos.....	11
3. RESULTADOS.....	17
3.1. PARÂMETROS AMBIENTAIS.....	17
3.1.1. Temperatura atmosférica.....	18
3.1.2. Temperatura da água.....	18
3.1.3. Cor da água.....	19
3.1.4. Turbidez da água.....	20
3.1.5. Transparência da água.....	21
3.1.6. Oxigênio dissolvido na água.....	23
3.1.7. Potencial hidrogeniônico da água.....	24
3.1.8. Alcalinidade da água.....	24
3.1.9. Condutividade elétrica da água.....	25
3.1.10. Nitrogênio na água.....	26
3.1.11. Fósforo na água.....	28
3.1.12. Pigmentos na água (Clorofila a e Feofitina).....	30
3.2. PARÂMETROS BIOLÓGICOS.....	32
3.2.1. Comunidade fitoplânctonica.....	32
3.2.2. Comunidade zooplânctonica.....	34
3.2.3. Comunidade ictiíca.....	37
3.2.3.1. Levantamento ictiofaunístico.....	37
3.2.3.2. Alterações na composição ictiofaunística.....	37
3.2.3.3. Constância das espécies.....	39
3.2.3.4. Similaridade ictiofaunística.....	40
3.2.3.5. Diversidade ictiofaunística.....	41
3.2.3.6. Freqüência relativa de captura.....	41
3.2.3.7. Captura por unidade de esforço (CPUE).....	44

3.2.3.8. Ocorrência, frequência e similaridade ictiofaunística entre os pontos de coleta.....	46
3.2.3.9. Hábito alimentar.....	50
4. DISCUSSÃO GERAL.....	52
5. RECOMENDAÇÕES.....	55
ANEXOS.....	56
LISTA DE TABELAS.....	57
TABELAS.....	59
LISTA DE FIGURAS.....	83
FIGURAS.....	87
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	143

RESUMO

Para a avaliação das alterações limnológicas produzidas pela construção da barragem da UHE de Rosana, sobre o baixo rio Paranapanema, na divisa entre os Estados de São Paulo e Paraná ($22^{\circ} 36'S$; $52^{\circ} 52'W$), foi realizado um monitoramento bimensal, durante o período de novembro de 1985 a dezembro de 1988. Este período compreendeu um ciclo anual pré-inundação e dois pós-inundação (fases de preenchimento e de início de estabilização).

Foram marcados quatro pontos fixos de amostragem, para avaliar os ambientes de entrada (R4) e de saída (R1) e o próprio corpo da nova represa (R2 - representativo da área de inundação geral; R3 - para incluir a região de desmatamento do Parque Estadual do Morro do Diabo, SP). Nestes pontos foram analisados os parâmetros físicos, químicos e biológicos da água (comunidades fitoplanctônica, zooplanctônica e ictiíca).

O tipo de barragem construído resultou numa represa de pequena profundidade e baixo tempo de retenção da água. Como consequência, criou um ecossistema de caráter intermediário entre o lântico e o lótico, com forte influência da operação de controle da vazão em picos.

O primeiro ano pós-enchimento caracterizou-se por grandes alterações ambientais, com fortes impactos sobre as comunidades bióticas, produzindo substituição de grupos (algas), aumento na abundância (zooplankton) e desestruturação (peixes). No segundo ano pós-enchimento, o ambiente apresentou tendências à estabilização, com consequente estabelecimento da comunidade planctônica. A comunidade ictiíca mostrou um processo de reorganização, com estabelecimento de espécies de caráter oportunista, em posições iniciais da cadeia trófica e de baixo valor comercial.

Pelos resultados obtidos nesta fase do trabalho, nota-se que a represa formada não apresenta tendências à eutrofização, salvo mudanças futuras no aporte de nutrientes. Por esta razão, não é esperado um incremento significativo na produção biológica para o futuro próximo.

ABSTRACT

The assessment of Rosana hydropower station dam construction on the lower Paranapanema River (Paraná Basin, Southeastern Brazil, 22° 36'S; 52° 52'W) was performed through a bimonthly survey, including one pre- and two post-impoundment year-round periods (November/85 - December/88).

Two data collection sites were selected for the investigation of the input (R4) and output (R1) environment, and two others for the evaluation of the new lake's body (R2 - representative of the major flooded area; R3 - to assess the deforestation of Morro do Diabo Forest Reserve). Physical, chemical and biological (phytoplankton, zooplankton and fish) attributes were investigated in these sites.

The shallow and low retention time reservoir created an ecosystem similar to a low flow rate river, under strong influence of the peak release operations.

The first post-impoundment year-round survey showed great environmental variations causing strong impacts on the biological communities, e.g. group substitution (algae), abundance enhancement (zooplankton), and disorganization (fish). The second post-impoundment year showed tendency to environmental stabilization and consequent establishment of the planktonic community. The fish community showed tendency to reorganize itself, through the establishment of opportunistic species at the food chain's first steps (of low commercial value).

According to the present results one can conclude that there is no tendency to eutrophication of the reservoir, unless some drastic changes in nutrient input take place. As a consequence, significant enhancement on the biological production for the near future is not expected.

EQUIPE TÉCNICA

Bioq. Lorenzo Girardi
Biol. Maria do Carmo Almeida Costa
Biol. Jairo Costa

AGRADECIMENTOS

Ao Eng^o Agr^o Carlos Eduardo C. Torloni, pelas revisões e sugestões.

Ao desenhista Wanderlei R. Travalão, pela confecção de gráficos da ictiofauna.

À equipe de coleta de campo

Aux. Téc. de Meio Ambiente - Wilson Roberto Miquelino
Aux. Téc. de Meio Ambiente - José Claudio C. Cunha
Aux. Téc. de Meio Ambiente - Jaime Cordeiro
Aux. Téc. de Meio Ambiente - Eli Alves dos Reis
Aux. Téc. de Meio Ambiente - Luiz Gonzaga Lamonato
Aux. Téc. de Meio Ambiente - Darci Carlos da Silva
Aux. Téc. de Meio Ambiente - Waldemar Ribeiro
Aux. Téc. de Meio Ambiente - Argemiro de Souza
Ajudante Geral - Benedito Nunes da Silva
Ajudante Geral - José Cosmo Nunes
Ajudante Geral - Darci Carlos de Souza
Ajudante Geral - Marcos Lasila

À equipe do laboratório limnológico

Aux. Técnico - Biol. José Luiz Sartti
Aux. Técnico - Edna Arruda Teodoro
Aux. Téc. de Meio Ambiente - Wilson Roberto Miquelino
Ajudante Geral - Benedito Nunes da Silva

ALTERAÇÕES ECOLÓGICAS PROVOCADAS PELA CONSTRUÇÃO DA BARRAGEM DA UHE DE ROSANA SOBRE O BAIXO RIO PARANAPANEMA, SP/PR.

1. INTRODUÇÃO

A produção de energia hidroelétrica, sob o ponto de vista mundial, teve o seu primeiro pico durante o período de 1945-1971, quando foram completadas 8.140 grandes barragens (Petts, 1984). Segundo previsões, no ano 2.000, aproximadamente 66% do fluxo total dos rios do mundo será controlado por barragens (Petts, 1984). Embora seja uma estratégia de produção energética adotada como a mais importante no terceiro mundo, o seu desenvolvimento foi mais tardio nestas regiões, tendo sido iniciado no Continente Africano, com a construção de grandes barragens de usos múltiplos, como o Assuam, no rio Nilo, e o Cariba, no rio Zambesi, entre outras. Na verdade, foi durante a segunda metade da década de 70 que se observou a maior atividade de construção de barragens no terceiro mundo (Petts, 1984).

Levando-se em consideração que o aproveitamento do fluxo estável na América do Sul é de 4,1%, valor este considerado pequeno em relação ao seu potencial, as perspectivas são de aumento das construções para as décadas futuras. No Brasil, a energia hidroelétrica representou, em 1980, a fração de 85,9% do total da produção nacional (Paiva, 1982). Nesta época, esta produção equivalia a aproximadamente 14% do potencial calculado, sendo prevista uma utilização crescente, a uma taxa de 11,3% ao ano, nas duas décadas que se seguem (Dampier, 1981).

Atualmente, é de conhecimento geral que o represamento de rios e a criação de lagos artificiais gera um complexo de impactos que afetam os componentes físicos, químicos e biológicos do ecossistema original. No entanto, a realização de trabalhos científicos sobre o assunto teve início há relativamente pouco tempo.

Até a década de 60, a literatura científica preocupou-se, basicamente, com estudos de engenharia, relacionados à segurança do próprio reservatório, como sedimentação e degradação do canal. Seguiram-se trabalhos relativos aos efeitos do represamento sobre a qualidade da água e migração de peixes e, somente nos meados da década de 60 para os meados de 70, iniciaram-se os estudos de cunho ecológico mais completo, incluindo o componente biótico e a sua interação com as alterações ambientais (Petts, 1984). Deste período podem ser citados os seminários e conferências, tais como a realizada em Londres em 1965 (Lowell-McConnell,

1976), em Accra em 1966 (Obeng, 1969), em Knoxville em 1971 (Ackermann et al., 1973), entre outros.

Em seguida, de posse de uma quantidade razoável de informações, passou-se à fase de elaboração de revisões gerais sobre os efeitos da construção de barragens, tais como os trabalhos de SCOPE (1972), Cheret (1973 *apud* Petts, 1984), Ridley e Steel (1975), Baxter (1977) e Brooker (1981). Durante este período, surgiram também os primeiros apanhados gerais sobre o problema nas regiões tropicais, tais como as publicações de Keating (1973), McLachlan (1974), Goldman (1976) e Petr (1978). Em seqüência, vieram os trabalhos complementares de revisões de tópicos especiais e estudos de corpos de água individuais. Atualmente, o assunto merece atenção ampla, notável pela publicação de alguns livros que agrupam dados disponíveis (e.g., Paiva, 1982; Langfort, 1983; Petts, 1984), obras realizadas por órgãos ambientalistas não governamentais (e.g., Roggeri, 1985), um periódico especializado (**Regulated Rivers: Research and Management**), diversos artigos de análise de benefícios (e.g., Dampier, 1981; Which way..., 1984; Sears e Bragg, 1987) e grandes revisões regionais (e.g., Linnean Society, 1978; Odingo, 1979; Van der Heide, 1982; Itaipu Binacional, 1987; Petts e Wood, 1988).

O estudo do acompanhamento das modificações ambientais resultantes da construção de barragens é de extrema importância, uma vez que da compreensão desses processos depende, idealmente, o delineamento de outras construções previstas para o futuro. Soma-se ainda o fato destas futuras obras serem consideradas de importância ao desenvolvimento sócio-econômico ao nível regional e nacional no terceiro mundo, sem excluir o Brasil (Budweg, 1983; Cagnin, 1985). Denota-se também uma preocupação atual crescente com a análise prévia do impacto nos projetos sobre a utilização de recursos hídricos nos países em desenvolvimento (e.g., Mohanty, 1987). Ao nível nacional, esta preocupação tornou-se uma exigência legal, a partir da publicação no D.O. da União, em 26/01/86, da Resolução n° 001 do CONAMA. A consequência deste fato pode ser claramente notada pela amostragem representada pela publicação de resumos de trabalhos sobre o assunto no Congresso Brasileiro de Limnologia: 17 em 1988 e 20 em 1990.

Além da preocupação ambiental propriamente dita, e a geração de conhecimento para o planejamento de futuras obras, o acompanhamento da formação de novos ecossistemas e sua maturação, como é o caso da construção de uma barragem e o seu reservatório, fornece uma oportunidade ímpar para testes de hipóteses ecológicas (McLachlan, 1974; Boon, 1988), assim como de enriquecimento do conhecimento sobre a limnologia

tropical básica, tão necessário para o corpo desta ciência como um todo (Rohde, 1974; Nilssen, 1984; Lewis, 1987).

Do ponto de vista ecológico, a transformação de um corpo de água lótico em lêntico envolve a mudança de um sistema basicamente heterotrófico, dependente da entrada de material alóctone, para um autotrófico, com produção primária própria (Baxter, 1977; McLachlan, 1977). Esta sucessão, que inicia-se com o fechamento das comportas, prossegue até uma fase de equilíbrio relativo, após a substituição, inicialmente abrupta e posteriormente gradativa, de componentes lóticos por lênticos (Baxter, 1977; Petts, 1984). Esta transcorre mais rapidamente em regiões tropicais do que em temperadas, devido aos níveis mais altos de temperatura (Rohde, 1974) e à ausência quase total de paradas sazonais (McLachlan, 1974).

Após o estabelecimento de um novo ecossistema, este imporá uma característica ao seu ambiente de saída, devido à retenção de energia e material no corpo do reservatório (Baxter, 1977). Além disso, por ser um sistema controlado pelo homem, sob forma de operação, de acordo com a demanda de energia elétrica, introduzem-se variações de pequena amplitude a curto prazo no nível da água, o que também impõe modificações às comunidades bióticas (Fisher e La Voy, 1972).

Dentro do contexto apresentado acima, este trabalho teve como objetivo realizar o acompanhamento das modificações físicas, químicas e biológicas ocorridas em decorrência da construção da Barragem de Rosana, sobre o ecossistema aquático do Baixo rio Paranapanema, na divisa dos Estados de São Paulo e Paraná. O acompanhamento teve início um ano antes do fechamento das comportas, continuando-se a observação por mais cinco ciclos anuais pós-preenchimento, dos quais este relatório trata dos primeiros dois anos de vida do novo lago.

1.1. DESCRIÇÃO DA ÁREA

O rio Paranapanema faz parte da Bacia do Alto Paraná, definida como parte da bacia a montante de Guaira (Fig. 1) (CIBPU, 1966).

A área de drenagem do Alto Paraná é constituída de duas estruturas, o Embasamento Cristalino e a Bacia Sedimentar do Paraná. A última é formada por pacotes de sedimento, extensos e espessos, principalmente paleozóicos e mesozóicos, intercalados por lençóis de lava e soerguidos a altitudes razoáveis (300 a 900 m) (Fig. 2) (CIBPU, 1966).

Dentro do Alto Paraná, localiza-se a Bacia do rio Paranapanema, estendendo-se pelo sudoeste do Estado de São Paulo e norte do Paraná. Abrange aproximadamente 100.800 km², dos quais 53% no território paranaense e 47% no paulista (SEMA, 1984).

Desta região, a área específica de estudo localiza-se na chamada sub-bacia do Baixo Paranapanema. Esta, desenvolvida totalmente no Planalto Ocidental (arenito-basáltico), é composta, no Estado de São Paulo, de 18.900 km², abrangendo o rio Paranapanema e seus tributários, delimitada entre o reservatório da UHE de Salto Grande e a sua foz no rio Paraná, formando o divisor entre a região sudoeste do Estado de São Paulo e norte do Estado do Paraná (CETESB, 1984), compreendendo uma extensão de 421 km, com 127 m de desnível (Paiva, 1982). É um rio de alto potencial hidroelétrico, já em aproveitamento pelas usinas de Jurumirim, Xavantes, Salto Grande e Capivara. Acrescida da UHE de Rosana, juntamente com as de Ourinhos, Canoas I e II, e Taquaruçu, ainda a serem concluídas após período coberto por este relatório, completa-se o complexo hidroelétrico do Paranapanema.

O regime de chuvas da região é presidida pelo relevo topográfico e pela predominância das massas de ar: no verão aflui a Massa Equatorial Continental, quente, úmida e muito instável, o que acarreta chuvas intensas e freqüentes; no inverno, é invadida pelas massas Tropical Atlântica e Equatorial Atlântica, secas e estáveis, produzindo um período seco muito nítido. Como consequência, o clima desta área obedece a dois tipos de Köppen, AW e Cfa (Diegues, 1990), tropical de altitude, com chuvas de verão e inverno seco, com verão muito quente (CIBPU, 1966). A temperatura média anual é de 21^oC, com valores mais baixos entre maio e agosto (13^oC) e mais altos entre janeiro e março (32^oC) (Diegues, 1990). A pluviosidade apresenta variação regional, sendo em torno de 1100 a 1300 mm na margem paulista e 1500 a 1600 mm na paranaense (Diegues, 1990).

Os dados mensais acumulados de precipitação pluviométrica (Figura 3) e os valores médios mensais de temperatura atmosférica (Figura 4), assim como os de velocidade e direção dos ventos (Figuras 5 e 6, respectivamente) obtidos pela Estação Meteorológica de Rosana (CESP), durante o período de novembro de 1985 a dezembro de 1988, mostram claramente estas características. Claro também é a predominância de ventos NE e E durante todo o ano (Figura 6).

Seguindo a tendência geral da Bacia do Alto Paraná, e como consequência do padrão de precipitação pluviométrica regional, o regime hidrológico era historicamente

caracterizado por uma enchente de verão, com descargas máximas em fevereiro, e uma fase de baixa vazão no inverno-primavera, com descarga mínima em agosto-setembro (Soldano, 1947 apud Pedrozo e Bonetto, 1989). Este padrão histórico de fluxo foi alterado, sendo o padrão sazonal atenuado, com súbitos picos de descarga ao longo do ano (Pedrozo e Bonetto, 1989), como consequência da sincronização da operação nas numerosas usinas hidroelétricas da Bacia do Alto Paraná. Este fenômeno pode ser observado no andamento da vazão média mensal defluente da Barragem de Rosana, apresentado na Figura 7.

A área de estudo está contida dentro do Domínio Morfoclimático de Morros Florestados, no Ecossistema de Mata Atlântica, composta de matas secas de margens do domínio de Morros Florestados, porte médio e pequeno, sub-caducifóleas, com chão de bromélias nos setores arenosos do Pontal do Paranapanema (SP) (Ab'Saber, 1983), além de vegetação ciliar e campos de várzea (Diegues, 1990).

Dentro do Estado de São Paulo, 41% das áreas são ocupadas por pastagens (das quais 75% cultivadas), com invernadas para mais de 400.000 bovinos, e 13% por cultivo de café. A área restante é ocupada pela policultura, predominantemente comercial, tais como cultivos de soja (18%), cana-de-açúcar (17%), arroz (1%), milho (5%) e mandioca (2%), todas com alta taxa de aplicação de agroquímicos, exceto as duas últimas (CETESB, 1984). Estas características agropastoris ocorrem também no Estado do Paraná, o que faz com que as águas dos reservatórios do rio Paranapanema contenham pesticidas organoclorados (BHC, DDT, HEPTACHLOR, ALDRIN, CHLORDANE, DIELDRIN e ENDRIN), embora nas menores concentrações encontradas para as principais bacias hidrográficas do Estado de São Paulo (Cáceres et al., 1987).

Um outro problema a ser considerado, além da poluição resultante da ocupação das terras, é a existência de focos de esquistossomose na região, principalmente nas áreas que se situam entre a Barragem de Xavantes e o reservatório de Capivara (SEMA, 1984; Vaz et al., 1985; Teles e Vaz, 1988), que oferece um risco de alastramento desta doença parasitária no reservatório de Rosana.

1.2. A BARRAGEM E O RESERVATÓRIO DE ROSANA

A Barragem de Rosana, localizada a 22° 36'S e 52° 52'W, atravessa transversalmente o rio Paranapanema, com 2.308 metros de comprimento total, apresentando altura máxima de 30 metros e queda nominal de 17 metros. Comporta 4 turbinas do tipo KAPLAN, com geração total de 320 MW (CESP, 1987).

O reservatório resultante tem a sua margem direita incluída no Município de Teodoro Sampaio, SP, e a esquerda, no de Diamante do Norte e Terra Rica, PR, localizando-se na região genericamente denominada de Pontal do Paranapanema.

Sua área de drenagem é de 11.000 km², com superfície do espelho d'água de 276,14 km² (CESP, 1987). O reservatório, com profundidade máxima de 17 metros e média de 8,0 metros contém, atualmente, um volume de água total de 1.920 milhões de metros cúbicos (CESP, 1987). Embora sua vazão seja variada, de acordo com a época do ano, o tempo de residência média da água calculada é de 18,5 dias, caracterizando-se como um reservatório do tipo "fio-d'água".

1.3. CRONOGRAMA DE PREENCHIMENTO

O fechamento oficial da barragem ocorreu no dia 28 de novembro de 1986, às 10:30 horas, com o nível da água na cota de 242 m. A partir desta data, o nível subiu até a cota de 246 m, com taxa de um metro por dia nos primeiros 4 dias. Neste período, a vazão média defluente passou dos 1203 m³/s naturais para 800 m³/s, permanecendo assim durante mais 6 dias (até 06/12/86).

O fechamento das comportas ocorreu em 07 de dezembro de 1986, quando a vazão média defluente passou a 300 m³/s. Nesta taxa, a cota final de 258 m seria atingida em 16 dias, sendo o período total de preenchimento de 26 dias (de 28/11 a 02/12/86).

No entanto, no início de dezembro de 1986, detectou-se um problema técnico de montagem de equipamento, que impediu o preenchimento total. Para saná-lo, foi necessário provocar um esvaziamento até a cota de 250 m. Após reparado, reiniciou-se o preenchimento, concluído em 25 de fevereiro de 1987. Em 11 de março, o nível da água atingiu a cota máxima e a usina entrou em operação.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. PONTOS DE AMOSTRAGEM

Para o acompanhamento das alterações ecológicas produzidas no processo, foram estabelecidos quatro pontos fixos de amostragem ao longo do trecho do rio, entre as futuras barragens de Taquaruçu e Rosana. Estes receberam a denominação alfanumérica de R1 a R4, e localizam-se nas posições descritas abaixo (vide Fig. 8).

- R4 - Ponto Taquaruçu, localizado a jusante da futura barragem do mesmo nome, mais especificamente a jusante do rio Pirapozinho, tributário da margem esquerda, que drena uma área de agricultura intensiva sobre "terra roxa", no Estado do Paraná.
- R3 - Ponto Porto Angelim, à frente do Parque Estadual do Morro do Diabo, na margem direita, a aproximadamente 500 m a jusante do porto.
- R2 - Ponto Euclides da Cunha, nas cercanias do tributário da margem direita, Ribeirão Sedama, próximo ao porto de travessia de balsa.
- R1 - Ponto Rosana, a jusante da barragem do mesmo nome, a uma distância segura das influências dos movimentos da obra e das atividades das embarcações de extração de areia (a aproximadamente 1500 m da barragem).

As margens do rio, no trecho estudado, apresentavam cobertura florestal marginal degradada, sendo substituída principalmente por pastagem implantada até o nível da água. Foi exceção a margem direita de R3, onde localiza-se o Parque. Em R1, ambas as margens encontravam-se coberta por mata ciliar degradada.

Durante o período coberto por este relatório, salvo exceções, foram realizadas coletas bimensais nos pontos fixos, segundo o cronograma que se segue.

Fase pré-inundação (1ª fase) - De novembro de 1985 a setembro de 1986. Durante esta fase, levantaram-se dados para a caracterização do ecossistema lótico.

Em junho de 1986, teve início o desmatamento da área a ser inundada, principalmente no Parque, que dos seus 371,56 km², perdeu aproximadamente 19,44 km² (CESP, 1987). Este foi efetuado por derrubada manual com moto-serra, mantendo-se as raízes para evitar a erosão. Os troncos dos elementos

arbóreos foram retirados da área para aproveitamento, e o material vegetal remanescente foi enterrado em valas, com cobertura de solo compactado de aproximadamente 30 cm.

De outubro de 1986 a janeiro de 1987, houve uma fase de interrupção de acompanhamento, devido a dificuldades logísticas, tais como deslocamento de veículos e pessoal para o programa de salvamento da fauna e outros imprevistos, como citado na seção anterior.

Fase de preenchimento (2ª fase) - De fevereiro a dezembro de 1987. Durante este período, observou-se a fase mais marcante da transformação do ecossistema.

Fase de início de estabilização (3ª fase) - De fevereiro a dezembro de 1988. Durante este período, tentou-se caracterizar o novo ecossistema lântico.

Cada ponto fixo de amostragem era composto de três sub-pontos: posição central à largura do corpo de água (C), margem direita (MD) e margem esquerda (ME). O sub-ponto C foi a base para as medições dos parâmetros ambientais, com três níveis de profundidade: superfície (S), meia água (M - metade da profundidade local) e fundo (F). Os sub-pontos marginais foram utilizados principalmente para efeitos de avaliação de parâmetros biológicos.

2.2. PARÂMETROS ECOLÓGICOS

Devido à distância entre os pontos fixos e à logística de amostragens ambientais e biológicas, cada um deles foi visitado em um dia, por duas equipes independentes, uma de levantamento limnológico e outro, de inventário ictiológico. A cada visita por ponto, foram levantadas as informações que se seguem.

2.2.1. Parâmetros ambientais

Temperatura atmosférica, por meio de um termômetro de mercúrio, intervalo de escala 1°C, tomada no início dos trabalhos no ponto.

Transparência da água, por meio de um disco de Secchi, de 30 cm de diâmetro.

CEETESB - CIA. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

Amostras de água, com o auxílio de uma garrafa de fechamento remoto, do tipo Van Dorn, com capacidade de 5 litros. Estas amostras foram tomadas nas três profundidades (S, M, F), na posição central do corpo de água, sendo utilizadas para a obtenção das seguintes informações:

Temperatura da água, por meio de um termômetro de mercúrio, intervalo de escala de 1°C.

Cor da água, utilizando-se o comparador de cor Hellige Aquatester Merck (Disc Color of Water I, n° 611-10).

Turbidez da água, através do turbidímetro Hellige Aquatester.

Oxigênio dissolvido na água (OD), através do método de Winkler, modificado pela azida sódica (Golterman e Clymo, 1969).

pH, com o auxílio de um pHmetro Digimed DM PH-2.

Alcalinidade, através de análise volumétrica, utilizando-se H₂SO₄ 0,02 N, como apresentado por Mackeret et al. (1978).

Condutividade elétrica, utilizando-se o condutivímetro DIGIMED TE-702 P.

Fósforo total, ortofosfatos e nitrogênio total, determinados segundo método proposto por Mackereth et al. (1978); nitrito, nitrato e amônio, segundo Parsons (1968) e Koroleff (1976).

2.2.2. Parâmetros biológicos

Para a avaliação da quantidade de pigmentos (clorofila *a* e feofitina), alíquotas de 500 ml foram submetidas à filtração, em filtros de fibra de vidro Millipore AP 40, e procedida a extração segundo método proposto por Golterman et al. (1978).

As amostras de fito e zooplankton foram coletadas com o auxílio de redes de abertura de malha de 20 e 68 µm, respectivamente. Durante a fase lótica e em pontos que se mantiveram sob esta condição (R4 e R1), as redes foram expostas, por um tempo pré-fixado (5 ou 3 minutos, a depender da quantidade de material alóctone suspenso na água), à correnteza, após o qual as amostras foram fixadas com lugol acético a 1% e formol neutralizado a 4% (fito e zooplankton, respectivamente).

Para o cálculo do volume de água filtrada, procedeu-se à cronometragem de um percurso conhecido (o comprimento total da embarcação utilizada) de laranjas lançadas na correnteza (média de três leituras) (Hynes, 1964), obtendo-se assim a velocidade superficial da água. Para ambientes lênticos (R3 e R2, após o fechamento das comportas), foi utilizado o arrasto vertical completo, em número suficiente para obter aproximadamente 30 m (centro) ou 15 m (margens) de coluna d'água para zooplâncton e 15 m ou 10 m para fitoplâncton. No caso específico de fitoplâncton, paralelamente às coletas de rede, foram tomadas alíquotas de 1000 ml, para a coleta da comunidade total, fixadas com o mesmo procedimento anterior.

O estudo qualitativo da comunidade fitoplanctônica foi realizado com base nas amostras de rede e complementadas pelas alíquotas totais. Especificamente para o estudo taxonômico das diatomáceas, procedeu-se à limpeza de suas frústulas e à confecção de lâminas permanentes, de acordo com a técnica de Hasle e Fryxell (1970). O exame do material foi feito através de microscópio binocular composto, de marca Carls Zeiss Oberkochen, modelo RA-38, com contraste-de-fase e munido de câmara-clara e ocular micrometrada, para a elaboração de ilustrações e tomada de medidas, respectivamente. Para o registro fotográfico das diatomáceas, utilizou-se o fotomicroscópio Olympus. O sistema de classificação de algas adotado, pela sua abrangência, foi o de Bourrelly (1970, 1972, 1981). A identificação sistemática ao nível infragenérico baseou-se em trabalhos mais gerais e dos tipos flora, monografias e revisões.

O estudo quantitativo da comunidade fitoplanctônica foi baseada apenas nas alíquotas totais. Embora as amostragens realizadas com rede aumentem a concentração de material algal, o que usualmente é desejável no caso de estudos em ambientes lóticos, as mesmas foram descartadas, por subestimarem as espécies de menor tamanho. Outro determinante deste procedimento foi a padronização metodológica das fases anterior e posterior ao represamento. A contagem de indivíduos para este procedimento foi efetuada sobre alíquotas, mantidas em repouso em câmaras de sedimentação por um tempo pré-determinado, em microscópio binocular invertido, de marca Carl Zeiss Oberkochen, conforme Utermöhl (1958), a uma magnificação de 400 vezes.

O sistema de contagem foi feito por campos aleatórios, de acordo com as recomendações de Uehlinger (1964) e Sandgren e Robinson (1984), que demonstraram que tal método fornece valores mais próximos da densidade real da câmara de sedimentação. O limite de contagem dos campos aleatórios foi determinado pelo método gráfico das espécies adicionadas por

área analisada (Boudouresque, 1971; Bicudo, 1990). Considerou-se dominante a espécie cuja ocorrência superou 50% do número total de indivíduos das espécies na amostra da comunidade e, como abundante, a que superou o valor médio do número total de indivíduos das espécies em cada amostra (Lobo e Leighton, 1986).

No caso das amostras de zooplankton, com exceção de rotíferos, a identificação e contagem foram efetuadas sob estereomicroscópio NIKON SMZ-5, base SMZ-10, em cubas de fundo quadriculado. As amostras procedentes de ambientes lóticos foram submetidas a contagem total do volume amostral, enquanto que as de ambiente lêntico, sempre que possível, por sub-amostragem de alíquotas de 1 ml, retirados através de uma seringa graduada (de 1 ml, com a extremidade eliminada), da amostra homogeneizada por rotação antagônica. Os rotíferos, em ambos os casos, foram analisados por sub-amostragem, efetuando-se o mesmo procedimento acima, sob microscópio NIKON ALPHAPHOT, utilizando-se uma câmara de Sedgwick-Rafter. O número de sub-amostras para os rotíferos variou de 1 a 3, segundo sua abundâncias na amostra. Para os demais componentes, foram tomadas tantas sub-amostras quanto necessárias, para que o número de indivíduos dos taxa (ou das fases, no caso de copépodos) mais abundantes atingisse a cem.

Todas as mostras de zooplankton foram coradas com Floxina B (Mason e Yevich, 1967), colocando-se nelas um número de gotas suficientes da solução concentrada ($100 \text{ mg} \cdot 100 \text{ ml}^{-1}$), para que os animais fossem facilmente observados. Esta quantidade depende, principalmente, da quantidade de sedimento presente na amostra.

As capturas para a amostragem da ictiofauna foram realizadas utilizando-se de redes de emalhar, de 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 14, 16, 20, 23 e 26 cm (nó a nó, malha esticada), de 20 m de comprimento por 2,5 m de altura, expostas durante 24 horas, com revista a cada 4 horas. Após a formação do reservatório, nos pontos de amostragem onde o ambiente tornou-se lêntico (R3 e R2), foram utilizadas as mesmas malhagens de rede, porém com 40 m de comprimento. Naqueles onde o ambiente permaneceu lótico (R4 e R1), a forma de amostragem foi mantida. Esporadicamente durante todo o, período de estudo, foram empregados tarrafas e espinheis, apenas para o auxílio no levantamento de espécies presentes.

Após realizadas as coletas, os peixes foram levados ao laboratório de campo, onde os indivíduos eram identificados, tendo como base os trabalhos de Britski (1972) e Garavello (1979). Os exemplares não identificados foram conservados em

formol a 10% e encaminhados a especialistas para a confirmação da identificação.

Para algumas das espécies de importância comercial, foram mensurados e determinados em laboratório:

- Comprimento total (Lt, em cm);
- Altura (H, em cm);
- Peso total (Wt, em g);
- Peso das gônadas (Wg, em g);
- Peso do estômago (We, em g);
- Estádio de repleção;
- Estádio de maturação gonadal;
- Sexo;
- Conteúdo estomacal.

Para o presente relatório que tem por objetivos dar conhecimento de possíveis mudanças provocadas na composição da ictiofauna pelo barramento do rio, foram analisados os seguintes parâmetros:

- a) Frequência das espécies: A distribuição da frequência de ocorrência de cada espécie foi calculada para as três fases e para cada um dos pontos de coleta, considerando-se o número total de exemplares capturados no local como 100%.
- b) Constância: Foram atribuídos valores de constância (C) (Dajoz, 1973), para os períodos, através da expressão

$$C = n/N \cdot 100$$

onde

C = constância

n = número de vezes que a espécie foi coletada

N = número total de coletas

Segundo este índice, uma espécie é considerada:

constante, para $C \geq 50\%$;

acessória, para $50\% > C \geq 25\%$

acidental, para $C < 25\%$.

- c) Similaridade: Para avaliar as mudanças espaciais e temporais na estrutura das comunidades, foi empregado o índice de Jaccard (Southwood, 1978) de presença e ausência de espécies, através da equação

$$I = C / (A+B-C) * 100$$

onde

I = índice de similaridade entre comunidades;
A = número de espécies da comunidade A;
B = número de espécies da comunidade B;
C = número de espécies comuns a A e B.

Foi empregado também o índice de Renkonen (Margalef, 1974) de similaridade proporcional, representado pela expressão

$$\%S = \sum \min (a,b)$$

onde

%S = coeficiente de similaridade.
A = frequência relativa da espécie A;
B = frequência relativa da espécie B;

- d) Diversidade: Para se realizar a comparação das diversidades específicas entre os pontos de coleta e as fases, utilizou-se o índice de diversidade de Shannon-Wiener (Margalef, 1974), sob a forma:

$$H' = -\sum p_i \log_2 p_i$$

onde

$$p_i = n_i / N$$

e

n_i = número de indivíduos da espécie i
N = número total de indivíduos na amostra.

A equitatividade da comunidade foi calculada segundo Pielou (1975), através da expressão

$$E = H' / H_{\max}$$

onde

H' = diversidade de Shannon-Wiener
 $H_{\max} = \log_2 S$
S = número de espécies na amostra.

- e) **Captura Por Unidade de Esforço (CPUE):** De forma a possibilitar a expressão dos resultados em captura por unidade de esforço, a área de cada rede de espera foi previamente calculada. Na fase de pré-enchimento empregou-se um esforço de pesca de 18.000 m^2 de rede.dia⁻¹ nos 24 levantamentos realizados no período, enquanto que no período pós-enchimento empregou-se um esforço de 54.000 m^2 de rede.dia⁻¹, nos 48 levantamentos realizados. Os resultados são expressos em nº de peixes 1000 m^2 rede.dia⁻¹ e g de biomassa 1000 m^2 rede.dia⁻¹. Para o cálculo da CPUE, utilizou-se a expressão

$$CPUE = N/A * 1000$$

onde

N = número ou peso total de indivíduos

A = área total das redes.

- f) **Hábito alimentar:** A classificação das espécies segundo o seu hábito alimentar foi realizada baseando-se em observações em laboratório e em campo, e também em estudos anteriores (CESP, 1981, 1983, 1990b; Albino, 1987; Romanini, 1989; FUEM, 1990; Cruz et al., 1990). Foram utilizadas as categorias que se seguem.

planctófagas - espécies que se alimentam exclusivamente de plâncton.

omnívoras - espécies de dieta alimentar generalista, que se alimentam de insetos, material vegetal, microcrustáceos, frutos, ovos de peixes, etc.

iliófagas - espécies que se alimentam de organismos bentônicos e sedimento.

carnívoras - espécies que se alimentam de peixes e insetos.

ictiófagas - espécies predadoras exclusivas de peixes.

CEPIS - DEPT. DE TECNOLOGIA E GERMENAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

3. RESULTADOS

3.1. PARÂMETROS AMBIENTAIS

Os valores dos parâmetros físicos e químicos (incluindo-se também a quantidade de pigmentos, pela facilidade de análise) resultantes de três anos de amostragem estão apresentados nas formas que se seguem.

- A. Gráficos de valores dos parâmetros, dispostos ao longo do tempo, na posição central de cada um dos pontos de coleta, nas três profundidades (superfície, meio e fundo) e nas margens, quando for o caso (Figuras 10 a 25). Estes dados foram obtidos durante as coletas bimensais.
- B. Tabela de valores médios anuais dos parâmetros, com os seus respectivos intervalos de confiança ($\alpha = 0,05$) e amplitudes (valores máximos e mínimos obtidos durante o ano em questão), nas três fases definidas como se seguem: 1ª fase - NOV/85 a SET/86, ano pré-enchimento; 2ª fase - FEV/87 a DEZ/87, primeiro ano pós-fechamento; 3ª fase - FEV/88 a DEZ/88, segundo ano pós fechamento (Tabela 1).
- C. Gráficos da distribuição das médias anuais dos parâmetros, ao longo dos pontos de coleta, sobrepondo-se as três fases, para a avaliação do seu andamento médio espaço-temporal (Figuras 26 a 41).
- D. Tabela de avaliação percentual das mudanças nas médias anuais dos parâmetros, em cada ponto de coleta, ao longo do tempo (Tabela 2). Nesta, os acréscimos e decréscimos nos valores dos parâmetros, em cada fase, são calculados em porcentagem em relação à sua situação na fase anterior. Assim, estão apresentados o impacto imediato ao preenchimento (comparação da 2ª fase com a 1ª), as mudanças ocorridas durante o segundo ano pós-preenchimento (comparação da 3ª fase com a 2ª) e o impacto líquido do enchimento sobre o rio (comparação da 3ª fase com a 1ª). O sinal positivo antes da porcentagem representa acréscimo e o negativo, decréscimo. Os asterísticos presentes nesta tabela representam a disjunção dos intervalos de confiança das médias comparadas, indicando a significância da diferença entre elas para $\alpha = 0,05$.
- E. Tabela de avaliação do comportamento da represa, sob forma de comparação da qualidade da água afluente e defluente, ao longo das três fases temporais (Tabela

3). Esta tabela apresenta, em porcentagem, a comparação das médias anuais de cada parâmetro na água defluente (R1) em relação à afluenta (R4). Os valores da 1ª fase mostram o padrão existente durante o período pré-enchimento, para servir como ponto de referência na avaliação das outras duas fases, quando já ocorrem modificações da água resultante da presença da barragem. Nesta tabela, os asterísticos no OD (2ª e 3ª fases) foram acrescidos como resultado da aplicação do teste "t" de Student, devido a pequenas sobreposições nos intervalos de confiança.

A apresentação do comportamento de cada um dos parâmetros analisados será feita levando-se em consideração as informações contidas sob as cinco formas acima descritas.

3.1.1. Temperatura atmosférica

As temperaturas atmosféricas medidas durante as coletas encontram-se apresentadas na Figura 9. Este parâmetro apresenta valor secundário para a avaliação, pois depende de rápidas flutuações durante o decorrer do dia. O que se nota mais claramente é o reflexo do padrão anual (Figura 4), apenas durante a 1ª fase. Nas fases seguintes, as medidas mostram-se heterogêneas.

3.1.2. Temperatura da água

Os gráficos das temperaturas da água, obtidas em cada coleta (Figura 10), refletem claramente um ciclo sazonal. No total, as curvas mostram que não ocorre, mesmo após o preenchimento e formação da represa, uma clara tendência à estratificação térmica. Comparando-se estes gráficos com o da vazão defluente média (Figura 7), nota-se que, durante a fase lótica, as pequenas heterogeneidades térmicas (JAN/86-R4; MAR/86-R2) ocorrem em períodos de baixa vazão, quando a turbulência deve ser menor, ou refletir o horário da coleta (JAN/86-R1 - temperatura invertida na coluna). No momento do preenchimento da represa (FEV/87), nota-se uma pequena heterogeneidade apenas em R1, a jusante da barragem, devido à baixa vazão decorrente do fechamento das comportas. Em outros pontos, a coluna apresentou-se homogênea.

Mesmo após o preenchimento, a represa não apresenta tendências à estratificação térmica, devido à sua pequena profundidade e baixo tempo de retenção. Dentro do corpo da represa (principalmente em R3 e também em R2), ocorre maior tendência à heterogeneidade térmica, sempre associada à baixa vazão. No entanto, sendo as maiores diferenças sempre entre a temperatura na superfície e à meia água (AGO e OUT/87; FEV, JUN e DEZ/88, R3), permanecendo a última e a do

fundo em valores próximos, pode-se concluir que são devidas principalmente ao aquecimento (ou resfriamento) de ordem diária.

Em relação às médias anuais, pode-se notar que, de um modo geral, houve um resfriamento da água com o preenchimento da represa (Figura 26). Uma vez que as temperaturas atmosféricas médias dos três períodos envolvidos não apresentam diferenças significantes, esse resfriamento pode ser atribuído ao efeito da formação da represa.

O resfriamento, como pode ser observado no gráfico (Figura 26), nos seus valores médios (Tabela 1) e nas porcentagens de impacto (Tabela 2), foi tanto maior quanto mais longe da entrada do rio. Este efeito pode ser explicado pela pequena profundidade e a grande superfície do corpo de água. Havendo extensa evaporação, esta pode, em regiões tropicais, gastar mais energia do que o calor absorvido pela água (Payne, 1986). Por outro lado, a Tabela 3, que mostra as alterações da temperatura defluente em relação à afluente, mostra que há um pequeno aquecimento da água da saída da represa, que aumenta com o tempo; no entanto, este incremento é bem menor do que o do período pré-enchimento.

3.1.3. Cor da água

Devido à decomposição da matéria orgânica presente na área submersa, nota-se que houve um aumento gradual no nível da cor da água (Figura 11) após o preenchimento da represa. O aparecimento do primeiro pico sincrônico nos gráficos da cor da água, em FEV/87, imediatamente após o preenchimento, dão indicações sobre o tempo necessário para que a decomposição resulte em substâncias responsáveis pelo desenvolvimento da cor da água. A área equivalente à zona litoral da margem direita da represa, em R3, corresponde aos terrenos desmatados do Parque Estadual do Morro do Diabo, onde, após a retirada da madeira aproveitável, houve enterramento e compactação de grande quantidade de matéria orgânica remanescente. Além disso, durante o período de abaixamento do nível da água para o reparo das obras (DEZ/86 a FEV/87) houve crescimento da vegetação herbácea densa, afogada pelo novo preenchimento (FEV/87). Destes dois fatores resultou, em seguida, um grande pico nesta região (JUN/87) que, embora ocorrido num mês de alta vazão (a maior de todo o período englobado por este relatório), foi o mais alto entre todos os pontos, mostrando a intensidade do processo sobrepujando a diluição. Uma vez que este foi o maior pico observado no período, sendo os valores das três profundidades da água muito próximos, este fenômeno é um indício da liberação de matéria orgânica do sedimento, somado à oxidação de íons

ferroso a hidróxido férrico no solo inundado, liberado para a água (Hutchinson, 1957).

Em JUN/88, durante uma alta vazão, vislumbra-se o início de um novo pico em todos os pontos que, no entanto, não se mantém. Outro pico forma-se em OUT/88, em todos os pontos a montante da barragem. Desta forma, provavelmente o desenvolvimento da cor da água relaciona-se com o acúmulo de substâncias em períodos de baixa vazão ou revolvimento do fundo em alta vazão.

Em termos de médias anuais (Figura 27), nota-se que o nível da cor na 2ª fase foi bastante elevada, especialmente em R3. Em incremento percentual, equivaleu de 384,6 a 784,9% em relação à 1ª fase (Tabela 2). Na 3ª fase, houveram pequenos decréscimos (24,4 a 53,1%), porém o efeito líquido do período ainda permanece muito acima do inicial (139,7 a 541,5%). Neste momento, apresenta-se um gradiente decrescente na direção montante-jusante. Anteriormente ao preenchimento, ocorria um acréscimo de 47,2% de cor da água no percurso do trecho R4 - R1 (Tabela 3). Após o preenchimento, a represa passa a absorver estas substâncias, provocando um decréscimo de 16,0% na 2ª fase e 45% na 3ª. Como a área geradora de cor é R3 e não a água afluyente (R4), calculou-se a percentagem de alteração em relação a este ponto, obtendo-se decréscimos significantes de 50,5 e 47,7% na 2ª e 3ª fases, respectivamente.

É importante que se note que o fenômeno do aumento da cor da água dá-se em pulsos, e as médias anuais são calculadas levando-se em conta esta natureza, o que implica em altas variâncias e amplitudes.

3.1.4. Turbidez da água

A turbidez da água, provocada por partículas sólidas (inorgânicas, orgânicas vivas e mortas) mantidas em suspensão (Figura 12), apresentou picos ao longo do tempo, associados a períodos de alta vazão (JUN/87 e JUN/88) ou a ocorrência de fortes chuvas durante o período de coleta (OUT/87, em todos os pontos; OUT/88, em R4 e R3), mesmo com baixo fluxo de água. Isto leva a crer que este parâmetro é influenciado tanto pela água de fluxo controlado, através das partículas suspensas na água de influxo ou ressuspensas do fundo por esta entrada, como da entrada via precipitação imediata, através da água de rolamento. A observação do gráfico de vazão média (Figura 7) mostra que os mais altos valores deste parâmetro ocorreram em 1987, sendo que no ano seguinte, o controle manteve seus níveis dentro de uma amplitude sensivelmente menor, refletindo claramente nos valores de turbidez.

Em termos de médias anuais (Tabela 1; Figura 28), nota-se um aumento de turbidez na 2ª fase e queda de seus níveis na 3ª, sem no entanto recuperar os níveis pré-inundação. Este incremento foi mais acentuado nos pontos R3 e R4, onde os níveis ainda permanecem consideravelmente mais altos.

Os efeitos da barragem sobre o rio, avaliados através da relação afluente/defluente (Tabela 3) mostram, no entanto, a crescente eficiência de aprisionamento de partículas suspensas na represa, ao longo das fases, como já observado para outros locais.

3.1.5. Transparência da água

A penetração da luz na água, avaliada através da leitura do desaparecimento do disco de Secchi (Figura 13), mostra comportamentos variados de um ponto de coleta para outro, durante o período de pré-enchimento. Isto provavelmente deve-se ao fato de ambientes lóticos serem, por natureza, heterogêneos, refletindo condições marginais locais.

Uma vez formada a represa, nota-se, nos pontos a montante da barragem, formações de picos sincrônicos e sucessivos, diretamente relacionados com quedas nos valores médios das vazões (Figura 7). Quando este último aumenta, a transparência sofre sensível queda nos seus valores.

Ao analisar a penetração de luz na água, deve-se levar em conta outros dois parâmetros já apresentados: a cor e a turbidez da água. Estes, por sua vez, tem efeitos preponderantemente diferentes sobre a penetração da luz, sendo que o primeiro, quando resultante de aumento na concentração de compostos orgânicos dissolvidos (particularmente ácidos húmicos e fúlvicos), aumenta drasticamente a absorção de energia luminosa, enquanto que o segundo, conseqüente das partículas em suspensão, tem efeito maior sobre a sua dispersão, sendo que em pequenas concentrações, pode ter efeito relativamente pequeno sobre a absorção de luz (Wetzel e Likens, 1979).

De modo geral, o comportamento da transparência da água a montante da barragem pode ser explicada pelos valores mensais de vazão (Figura 10), associados aos de cor (Figura 11) e turbidez (Figura 12) da água: em momentos de alta vazão, ocorre acréscimo de turbidez, caindo os valores de transparência; em alguns momentos de baixa vazão, apesar da baixa turbidez, a transparência não se desenvolve no seu potencial, devido aos altos valores de cor. Em geral, a queda na vazão favorece o aumento da transparência.

O pico máximo de transparência ocorre no mês de OUT/87 em todos os pontos e em OUT/88, em R2 e R1, quando a vazão é baixa, com baixos valores de cor, porém com alta turbidez, resultante de chuvas no momento da coleta. Uma vez que o efeito do material suspenso na água sobre a penetração de luz está relacionado à qualidade e ao tamanho das próprias partículas (Margalef, 1983), algumas vezes ocorrem relações não previstas.

O ponto de coleta a jusante da barragem (R1) não acompanha exatamente os padrões experimentados a montante. Por exemplo, em DEZ/87, quando todos os outros pontos sofrem uma queda brusca no valor da transparência, em R1 manteve-se relativamente alta. Pode-se notar que, neste mês, a turbidez deste ponto esteve um pouco abaixo dos níveis a montante (Figura 12 d). Por outro lado, em FEV/88, quando todos os outros pontos apresentam tendência ascendente nos valores de transparência, ocorre uma queda apreciável em R1. Todas as vezes em que ocorre queda na vazão, é necessário considerar-se a entrada das águas do rio Paraná no canal do Paranapanema, uma vez que é sabido ser o desnível entre os dois rios o suficiente para permitir este influxo. Mesmo durante as coletas, este evento pôde ser observado diretamente, como por exemplo, em FEV/87, logo após o fechamento das comportas para o preenchimento, houve apreciável aumento no nível da água em R1.

Todo o comportamento da transparência está, assim, associado ao curto tempo de permanência da água na represa. Uma evidência disso é observada nos dados de OUT/88, onde houveram quedas apenas em R4 e R3 (pontos mais a montante), associadas a aumento de cor e turbidez, devido a fortes chuvas que precederam aos dias da coleta, enquanto que em R1 e R2, os três parâmetros comportaram-se antagonicamente, por não terem ainda sido atingidos pelas águas afluentes.

Em relação aos dados médios anuais (Tabela 1; Figura 29), nota-se uma tendência à redução dos valores de transparência da 1ª para a 2ª fase, exceto em R1, que permanece no mesmo nível. Na 3ª fase, houveram aumentos nos pontos imediatamente a montante da barragem (R2) e a jusante (R1), maiores do que nos níveis pré-inundação, enquanto que nos outros dois, o valor retornou ao nível inicial em R3 e permaneceu abaixo em R4. Embora da 2ª para a 3ª fase o maior incremento percentual fosse em R2 (35,5%), o efeito líquido da construção da barragem formou um gradiente montante-jusante de aumento em relação à pré-inundação, exceto em R4, onde houve decréscimo. A avaliação percentual da comparação afluente/defluente (Tabela 3) mostra um acréscimo progressivo após o preenchimento da represa, devido ao obstáculo presente, como era de se esperar.

3.1.6. Oxigênio dissolvido na água

O oxigênio dissolvido na água durante o período de pré-enchimento (1ª fase - Figura 14) não apresentou um padrão comum nos pontos de coleta, pelos mesmos motivos apresentados para a transparência. Na 2ª fase, os pontos de coleta a montante da barragem apresentaram flutuações gerais que acompanharam a vazão média mensal (Figura 7). Neste período, a montante da barragem, a coluna de água manteve-se sempre com oxigenação superficial maior. Nos pontos mais lânticos (R3 e R2, principalmente neste último) ocorreram desenvolvimentos de heterogeneidade de OD em relação à profundidade. O ponto a jusante da barragem (R1) apresentou valores máximos maiores, sendo a meia água em geral mais oxigenada.

Durante a 3ª fase notam-se, inicialmente, baixos teores de OD associados aos períodos de baixa vazão; a partir daí, os valores aumentam, mantendo-se sem grandes oscilações. Durante este período, em R3 desenvolveram-se altos teores de OD em águas sub-superficiais, o que pode indicar uma comunidade fitoplancônica mais estável. Em R1, a jusante da barragem, os valores sofrem oscilações diferentes e em níveis mais altos do que no corpo da represa.

Em relação às médias anuais (Figura 30), nota-se claramente que na 1ª fase, o nível de oxigenação era aproximadamente uniforme ao longo do corpo de água. Com o preenchimento da represa (2ª fase), houve uma queda no teor ao longo desta, porém o ponto a jusante da barragem sofreu um sensível acréscimo (Tabela 1), provavelmente devido à agitação mecânica. Durante a 3ª fase, houve nova queda, de menor amplitude (exceto em R3, onde ocorreu um pequeno incremento), mantendo o padrão de aumento a jusante. A avaliação percentual destas mudanças pode ser feita através dos valores da Tabela 2. O incremento da 2ª fase para a 3ª em R1 foi significativo, assim como em relação ao acréscimo líquido (1ª para a 3ª fase). Foi significativo também o decréscimo líquido em R2, o que reforça a idéia da dominância do efeito mecânico da oxigenação sobre os processos biológicos em R1.

O efeito da barragem sobre o OD da água defluente está avaliado na Tabela 3. Notam-se ali acréscimos significantes de OD, como já comentado acima, na água que atravessa a barragem. Como há consumo de OD ao longo da represa (isto é, os valores são mais baixos em R2), calculou-se também a percentagem em relação ao ponto R2, do que resultaram acréscimos significantes de 25% (2ª fase) e de 27,7% (3ª fase).

3.1.7. Potencial hidrogeniônico da água

O pH da água, ao longo do tempo (Figura 15), apresentou valores com tendência crescente em todos os pontos de coleta. Durante o período pré-inundação, mostrou um comportamento mais ou menos homogêneo ao longo do rio, refletindo talvez o metabolismo da represa a montante (Capivara). Imediatamente após o fechamento (FEV/87), seus valores caem, principalmente nos pontos mais lênticos (R3 e R2), aumentando, em seguida, até AGO/87. Durante esta fase, pode-se pensar na influência da decomposição da matéria vegetal inundada através dos valores de feofitina (Figura 25), apesar da alta vazão de JUN/87. O pico maior a jusante da barragem (R1) encontra-se na coleta seguinte (AGO/87) refletindo, provavelmente, a intrusão da água do rio Paraná. Observa-se uma queda nos valores em OUT/87, provavelmente como consequência da decomposição da matéria orgânica em função da baixa vazão da água. A partir de JUN/88, os valores de pH atingem níveis claramente superiores à fase anterior, concomitantemente à estabilização do OD (Figura 14), podendo estar relacionados a um desenvolvimento de algas.

O gráfico das médias anuais (Figura 31) mostra claramente o aumento dos valores de pH na 3ª fase. A análise das Tabelas 2 e 3 deixa claro este fato, assim como o do efeito líquido do incremento de pH ao longo do tempo. No entanto, esta mudança foi regra geral ao longo do corpo de água, pois as comparações afluente/defluente (Tabela 3) mostram pequenas diferenças deste parâmetro.

3.1.8. Alcalinidade da água

A alcalinidade da água, nos quatro pontos de amostragem, durante o período de pré-inundação (Figura 16) apresentou valores oscilantes em torno de $0,6 \text{ meq.l}^{-1}$, sendo a maior amplitude observada em R2. Em termos de médias anuais (Tabela 1), os valores foram bastante próximos ao longo do corpo de água.

O comportamento deste parâmetro mostrou-se bastante semelhante nos pontos lênticos (R3 e R2) após o preenchimento, apresentando, no entanto, valores oscilantes em torno de uma média ligeiramente menor (Tabela 1), conseqüente da atividade fotossintética. O ponto R1 (a jusante da barragem) apresentou oscilações maiores. No total, pode-se supor que o metabolismo da represa mantém a alcalinidade da água relativamente estável, enquanto que R1 reflete o resultado metabólico somado ao efeito da intrusão

das águas do rio Paraná, de acordo com a vazão da barragem de Rosana.

Os valores de mudanças percentuais, apresentados na Tabela 2, mostram que o maior impacto ocorreu da 1ª para a 2ª fase, no ponto R4. Em proporções menores, o maior acréscimo de alcalinidade nos outros pontos foi observado também nesta fase, exceto no ponto a jusante da barragem, onde este efeito foi nulo. Da 2ª para a 3ª fase, ocorreram pequenos incrementos nos pontos a montante da barragem e decréscimo a jusante. Este incremento foi maior em R3. O efeito líquido da construção da barragem (comparação da 1ª com a 3ª fase) mostra um decréscimo geral nos valores deste parâmetro, maiores nos pontos extremos.

Comparando-se as médias anuais afluente e defluente, obtém-se que durante a 1ª fase, há um decréscimo significativo, enquanto que na 2ª e na 3ª fase, a presença da represa contribui para pequenos acréscimos à alcalinidade da água defluente (Tabela 3). O efeito total nos diferentes pontos, nas respectivas fases, pode ser observado na Figura 32.

3.1.9. Condutividade elétrica da água

A condutividade elétrica da água (Figura 17), durante o período pré-inundação, obedece a um padrão aproximadamente uniforme ao longo do corpo de água, sendo o valor mais alto encontrado em período de baixa vazão (JAN/86) e, o mais baixo, na situação inversa (MAI/86). Imediatamente após o fechamento da barragem (FEV/87), encontram-se valores tanto mais baixos (em relação à última leitura de SET/86) quanto mais distante da barragem. Após um pico em MAI/87, há nova queda em JUN/87, devido à diluição. Desta coleta em diante, as flutuações nos valores da condutividade tornam-se menores, até JUN/88, quando sofre novamente uma forte diluição, relacionada a uma alta vazão. Pelo comportamento geral, pode-se deduzir que, com o aumento do tempo de retenção da água, pelo menos na 2ª fase, o conteúdo de soluto pode manter-se em valores relativamente altos, sendo diluído com a entrada de grande quantidade de água nos períodos de alta vazão.

A observação das Tabelas 1 e 2 e da Figura 33 mostra que o primeiro ano de existência da represa acrescentou um pouco de sais dissolvidos na água, exceto no ponto a jusante da barragem, onde se nota um decréscimo significativo deste parâmetro. Durante o segundo ano de vida da represa, ocorreram decréscimos nos pontos lênticos, porém acréscimos nos lóticos, indicando um consumo de sais dissolvidos pelo metabolismo da represa. O acréscimo observado a jusante da

barragem é resultado da comparação com o grande decréscimo do ano anterior.

A avaliação líquida deste parâmetro, ao longo do período após a formação do lago, mostra que nas estações a montante da barragem não ocorreram modificações apreciáveis. Apenas o ponto a jusante mostra uma pequena queda, refletindo o consumo de sais dissolvidos pelo desenvolvimento do fitoplâncton ou pela perda para o sedimento.

A comparação das águas afluente/defluente (Tabela 3) mostra também um pequeno decréscimo da condutividade da água a jusante da barragem, após a formação da represa. No entanto, como os sais dissolvidos foram acrescidos no corpo da represa durante a 2ª fase (Figura 33), calculou-se também a porcentagem em relação a R3, ponto onde ocorre o maior incremento na condutividade, observando-se um decréscimo significativo de 7,5%.

3.1.10. Nitrogênio na água

O nitrogênio na água será apresentado em conjunto, seguindo-se a sequência nitrato, nitrito, amônio e nitrogênio total.

O nitrito e o nitrato (Figura 18; 19), no período pré-inundação, apresentam padrão de comportamento relativamente semelhante. Sendo o nitrito uma fase transitória e instável do nitrogênio dissolvido, foi encontrado em quantidades muito menores do que as outras formas. Por ser instável, a interpretação de seus resultados, quando não acompanha os do nitrato, torna-se difícil. Seus níveis são relativamente baixos (em torno de $150 \mu\text{g.l}^{-1}\text{NO}_3$ e $4,0 \mu\text{g.l}^{-1}\text{NO}_2$) e os seus aumentos ocorrem quase sempre em períodos de alta vazão, sugerindo um acréscimo através da água afluente.

Após o preenchimento, as oscilações aumentam em amplitude, em torno do mesmo valor no caso do nitrito, e de um valor maior no do nitrato. Imediatamente após o preenchimento (FEV/87), ambas as formas alcançam níveis mais altos, devido à dissolução a partir do solo inundado. Em JUL e AGO/87, ocorre uma grande queda na vazão, causando o acúmulo de nitrato e nitrito na água. Em seguida, em OUT/87, em situação de baixa vazão, ocorre queda sensível, numa situação de alta transparência e tensão de oxigênio relativamente baixa. Não havendo um pico equivalente de clorofila (Figura 24), a justificativa seria de cunho mais químico do que biológico. Em seguida, em DEZ/87, após um período de aumento na vazão em NOV/87, o valor torna a aumentar na coluna de água. Este se dá num momento de baixos valores de transparência e de teor de oxigênio dissolvido na água. Poder-se-ia explicar este pico através do acúmulo de

produtos da decomposição da matéria orgânica. Este efeito já não é observado em R1, a jusante da barragem, onde os valores de nitrato são bem menores do que na represa. No período seguinte de baixa vazão (FEV e ABR/88), os valores de nitrato permanecem baixos. Em JUN/88, acompanha o aumento da vazão, chegando a níveis um pouco menores do pico precedente, podendo indicar um influxo pelo rio. No período seguinte (AGO e OUT/88), de baixas vazões, os valores tendem a cair, acompanhando a estabilização do teor de oxigênio dissolvido (Figura 14), indicando a predominância de um ambiente mais lântico.

O comportamento do amônio (Figura 20), no entanto, apresentou um padrão bastante diverso. Em todos os pontos, o nível foi aumentando progressivamente a partir do sexto mês de inundação, em proporções mais ou menos semelhantes durante todo o período estudado neste relatório até OUT/88, como comentado mais tarde. Este fenômeno pode ser explicado pela decomposição progressiva da matéria orgânica vegetal submersa, mostrando que este processo teve um tempo de latência, ocorrendo em seguida em intensidade tal que praticamente foi independente das modificações na vazão e, aparentemente, uniforme ao longo do corpo de água. Este efeito pode ser observado em algumas profundidades em particular (sub-superficiais), como por exemplo, à meia água em AGO/87 e AGO/88 (R3 - zona de enterramento de material vegetal resultante do maior desmatamento pré-inundação). Em todos os pontos, exceto a jusante da barragem (R1), o teor de amônio caiu a zero em OUT/88, coincidindo com o aumento nos teores de nitrito (Figura 18). Em R1 deu-se justamente o oposto, devido à intrusão das águas do rio Paraná, onde o amônio deveria estar presente em altas concentrações, resultante da inundação provocada pelo desvio do fluxo do rio em decorrência das obras da barragem de Porto Primavera.

O nitrogênio total na água (Figura 21) não mostrou semelhança de padrão com as formas dissolvidas no período pré-inundação, pelo contrário, muitas vezes foi antagônico a estes. Algumas vezes, estes altos valores estiveram associados a altos teores de feofitina (SET/86, R2, R1 - Figuras 25 c - d), indicando a possibilidade de estar associado a materiais vegetais provenientes do seston.

Durante o período pós-enchimento, ocorreu um pico em OUT/87, juntamente com um pico de turbidez da água (Figuras 12a a d) (o mesmo é observado também em JUN/87, R3). O mais interessante neste período é que após este pico, os valores de N total decrescem em todos os pontos e, na 3ª fase, estes encontram-se baixos e com flutuações muito pequenas, dando indicações de que os altos valores do ano anterior faziam

parte, ainda, do efeito do preenchimento, estando o parâmetro em fase de estabilização.

Em termos de médias anuais (Tabela 1; Figuras 34 a 37), todas as formas de nitrogênio analisadas sofreram acréscimo da 1ª para a 2ª fase (exceto nitrito em R3). Da 2ª para a 3ª, nitrato e N orgânico sofreram decréscimos, sendo que o último chegou a níveis abaixo daqueles da 1ª fase. O comportamento do nitrito, neste período, variou de acordo com o ponto considerado. O amônio, como já comentado, apresentou um comportamento distinto, com os seus níveis aumentando progressivamente de uma fase para outra.

O impacto líquido da construção da represa sobre a água, em relação aos compostos nitrogenados foi, portanto, de acréscimo de nitrato, nitrito e amônio, e decréscimo de N total. Por outro lado, a relação afluyente/defluyente (Tabela 3) mostra que, exceto no caso do amônio e do N total na 3ª fase, a presença da barragem contribui para o empobrecimento da água defluyente. O caso do N total, 3ª fase, poderá ser explicado pelo desenvolvimento de algas durante as últimas coletas.

Dos compostos nitrogenados, pode-se concluir que apenas N total atingiu a estabilidade, estando os outros ainda em níveis razoavelmente acima daqueles do período pré-inundação.

3.1.11. Fósforo na água

O fósforo na água, dissolvido sob forma de ortofosfato, apresentou valores em geral baixos durante o período pré-inundação (Figura 22; Tabela 1), formando um pico em JUL/86. Este, coincidente com um período de alta vazão, faz crer no transporte deste soluto através da água de influxo. No entanto, sendo estes valores mais altos nos pontos R2 e R1, principalmente nas águas superficiais, é necessário que se considere outras fontes de entrada. Tendo sido a precipitação pluviométrica do mês relativamente baixa, este aumento pode ser associado ao início do desmatamento, em meados de JUN/86. Este fato explicaria o pico em todos os pontos de coleta. O pico superficial em SET/86 no ponto R1 pode ser consequência da movimentação de terras da obra da barragem, somada à chuva no dia da realização da coleta. Estes fenômenos não atingiram o fósforo total (Figuras 23a a d), que se manteve num nível estável durante todo o período pré-inundação.

Durante o preenchimento da represa (FEV/87), o fósforo reativo apresentou um ligeiro aumento, porém menor do que dos picos pré-inundação. O aproveitamento do ortofosfato

dissolvido por algas é um processo bastante rápido (Margalef, 1983), e este incremento menor do que o esperado poderia ser associado ao grande desenvolvimento de algas neste período ou, mais provavelmente, à adsorção nas partículas e perda para o sedimento por insolubilização, devido ao permanente alto teor de oxigênio dissolvido na água (Figura 14). A queda dos valores na coleta seguinte (MAI/87) também pode ter mesma causa. Apenas em R4, neste mês, observa-se um pico sub-superficial de ortofosfato, associado a uma vazão moderadamente alta, podendo ser conseqüente da entrada alóctone.

O próximo pico, ocorrido em JUN/87, durante uma situação de vazão muito alta, é acompanhado de valores baixos de transparência; portanto, este fosfato deve ter a causa no influxo de material alóctone. O comportamento do ortofosfato, deste ponto em diante, mostra associações semelhantes às acima apresentadas, isto é, quando ocorrem baixas vazões e disponibilidade de luz, resulta em desenvolvimento de algas e assimilação de fósforo. A maior amplitude do pico de DEZ/87 pode estar relacionado ao período de menor vazão e maior decomposição da matéria orgânica no fundo, por alta temperatura da água, ou à maior quantidade de água de rolamento, devido à alta precipitação pluviométrica. No caso de R4, o pico sub-superficial pode ser explicado pela entrada do rio Pirapó (que drena áreas de agricultura intensiva no Estado do Paraná, de onde possivelmente transporta fertilizantes) a montante do ponto de coleta.

O fósforo total (Figura 23) apresentou um comportamento um pouco diferente do ortofosfato. Os seus valores, logo após a inundação, aumentaram sensivelmente, uma vez que incluem frações não assimiladas pelas algas. Seu comportamento geral parece estar mais diretamente associado à vazão e à água de rolamento. Os efeitos desses dois fatores nem sempre são dissociáveis nas curvas resultantes.

As comparações do fósforo na água em termos de médias anuais podem ser feitas analisando-se as Figuras 38 e 39, e as Tabelas 1 e 2. No caso do ortofosfato havia, de início, um gradiente crescente montante - jusante durante a 1ª fase. O seu nível, como um todo, sofreu um aumento na 2ª fase, sendo este incremento de até 361,8% (Tabela 2). Isto se deve, basicamente, ao aumento da área submersa e conseqüente dissolução. No entanto, na 3ª fase observaram-se decréscimos gerais, chegando R2 e R1 a níveis menores do que os da 1ª fase. O efeito líquido foi de decréscimo em R1 e R2, porém de acréscimo em R3 e R4 (Tabela 2).

O comportamento geral do P total foi semelhante ao do ortofosfato, porém com acréscimos líquidos maiores.

O impacto da barragem sobre estes parâmetros (Tabela 3) pode ser definido como assimilação de ortofosfato pela represa e um pequeno acréscimo de P total à água defluente.

3.1.12 Pigmentos na água (clorofila a e feofitina)

Para que haja desenvolvimento de algas planctônicas e, conseqüentemente, acúmulo de clorofila na água, é necessário, basicamente, que ocorra um tempo de residência compatível (velocidade do fluxo de água menor do que a velocidade de reprodução das algas), quantidades de nutrientes e luz adequadas. No entanto, nem sempre o discernimento das causas e os seus respectivos efeitos é possível.

Ao longo do tempo, a clorofila a na água mostrou um comportamento distinto entre a fase lótica e lântica (Figura 24). Na primeira fase, os picos nos diferentes pontos de coleta ocorreram em períodos de alta vazão do rio, tendo sua origem provavelmente na produção planctônica da represa do Capivara, a montante da região em estudo. Após o fechamento da barragem, os picos surgem em períodos de baixa vazão.

Não há uma relação muito clara entre as quantidades de clorofila a e de nutrientes presentes. Por outro lado, nota-se que o desenvolvimento maior deste pigmento na água ocorreu após o período de altos valores de cor e/ou turbidez na água, durante o primeiro verão pós-enchimento, não se repetindo o evento no verão seguinte, mesmo após a redução dos valores destes parâmetros.

A análise comparativa percentual entre as médias anuais da clorofila a (Tabela 2) mostra claramente a transformação do ambiente lótico em lântico sobre este parâmetro, como pode ser observado através dos incrementos nos pontos R3 e R2. O mesmo efeito pode ser observado também na análise afluente/defluente (Tabela 3). Através destes valores, pode-se afirmar que a clorofila presente em R1 na 3ª fase é produto da produção interna da represa.

Por outro lado, a presença da feofitina, um pigmento muito mais resistente à decomposição do que a clorofila, esteve intimamente relacionada ao próprio processo da inundação dos solos e do material vegetal ali presente (Figura 25). Em praticamente todos os pontos, sua concentração na água aumentou muito logo após (em alguns casos, também logo antes) do fechamento das comportas. Como pode ser notado na própria figura, e também na Tabela 2, o seu desenvolvimento

teve curta duração, voltando a níveis pré-inundação após menos de um ano (Figura 25). Os valores da relação afluente/defluente (Tabela 3) mostram que, durante a fase lótica, havia acréscimo ao longo do rio, enquanto que no início da inundação, a represa exerceu retenção do pigmento. Retornando aos níveis iniciais, o corpo de água passou a exportar para a região jusante.

3.2. PARÂMETROS BIOLÓGICOS

3.2.1. Comunidade fitoplanctônica

Durante o período de levantamento, foram observados um total de 263 táxons infragenéricos na comunidade fitoplanctônica (Tabela 4), 44,5% dos quais presentes na fase pré-inundação e 82,5% na pós-inundação. Assim, a maior riqueza foi observada após o represamento do rio (Figura 43). A distribuição dos táxons por ponto de coleta pode ser observada na Tabela 5 e na Figura 44.

As diatomáceas estiveram mais representadas no ambiente lótico pré-inundação, com 46,6% dos 117 táxons presentes. Já no ambiente lêntico pós-inundação, esta posição foi ocupada pelas clorofíceas, com 29% dos 217 táxons presentes (Tabela 4).

A comunidade fitoplanctônica destacou-se pelo incremento da sua densidade ao longo das três fases, principalmente da 1ª para a 2ª (Figura 42). Assim, ao longo do tempo, a densidade média máxima foi de 256, 2123 e 2307 ind.ml⁻¹.

Quanto à riqueza, observou-se um leve aumento do número de táxons apenas no centro da represa (R2 e R3, 2ª e 3ª fase), e redução a montante e jusante da represa (Figura 43).

Em relação à diversidade específica, apesar do aumento da densidade após o represamento, o leve aumento na riqueza no centro da represa foi anulado pelo componente equitatividade da comunidade, resultante da presença de poucas espécies mais abundantes e de uma espécie dominante, *Rhodomonas lacustris*. Dessa forma, a tendência do índice de diversidade foi, em seu aspecto geral, de leve declínio em todos os pontos de coleta.

A melhor visualização do efeito do represamento sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica foi obtida através da análise dos principais grupos de algas representados em função do tipo de estratégia de desenvolvimento por eles apresentados. Assim, foram reconhecidos dois grupos mais importantes, as diatomáceas e os flagelados, incluindo este último as clorofíceas, as euglenofíceas e as criptofíceas, conjuntamente.

Destaca-se a grande representatividade das diatomáceas na 1ª fase (lótica), quando o fator turbulência da água deve ter sido decisivo, evitando perdas por sedimentação dos indivíduos, bem como propiciando a ressuspensão da sílica proveniente do sedimento.

A partir do fechamento da barragem, houve grandes alterações no sistema, provocando mudanças, como apresentadas no item anterior que, conjuntamente favoreceram competitivamente outras algas, principalmente as reconhecidas como oportunistas, como os flagelados. Este fenômeno é conhecido também para estudos realizados na formação de outras represas (e.g. Marinho et al., 1990).

Observou-se, dessa forma, nítida dominância dos flagelados (aproximadamente 80% da comunidade) a partir da 2ª fase, principalmente de representantes de criptofíceas (*Cryptomonas* e *Rhodomonas*), clorofíceas (*Chlamydomonas*) e de euglenofíceas (basicamente de *Astasia parvula*). Vale ressaltar a maior representatividade de nanoflagelados (menores do que 20 μm), havendo dominância de *Rhodomonas lacustris*. Tais grupos de algas foram favorecidos competitivamente, pois, além de poderem migrar na coluna d'água, compensando assim a brusca redução da zona eufótica e aproveitando diferentes disponibilidades de nutrientes na água, suas perdas por sedimentação são reduzidas pelo diminuto tamanho que apresentam.

Em escala menor de importância, nota-se também o aumento relativo da densidade das cianofíceas na 2ª fase, destacando-se a espécie *Anabaena spiroides* e a forma *Mycrocystis aeruginosa* f. *flos-aquae*. Apesar das cianofíceas serem altamente oportunistas e favorecidas em condições extremas, requerem maior estabilidade da coluna de água, irradiação adequada, consistência na temperatura da água, etc. Desta forma, é muito provável que o baixo tempo de retenção da água, associados aos picos de vazão em junho e outubro, tenham regulado o desenvolvimento deste grupo de algas, mantendo assim condições mais favoráveis para o desenvolvimento dos fitoflagelados.

O comportamento da sucessão fitoplanctônica antes e após a formação da represa de Rosana indicou que o ambiente se tornou seletivo, propiciando o aumento da densidade e da riqueza de algas; aparecimento de espécies dominantes e, dessa maneira, a redução da diversidade, a substituição das diatomáceas pelos flagelados e do micro pelo nanoplâncton, ou seja, por espécies oportunistas, que caracterizam um ambiente recém-modificado (Tabela 6).

Após dois anos de represamento, verificou-se suave retomada do desenvolvimento das diatomáceas e do microplâncton decorrentes, ao que tudo indica, do regime basicamente fluvial do reservatório, porém ainda com valores bem inferiores aos iniciais da fase lótica.

As cianofíceas assumiram maior representatividade na fase de formação da represa (2ª fase) em relação a todo o período de estudo. O baixo tempo de residência da água da represa, associado aos picos de vazão em junho e, às vezes também em outubro, devem ter atuado como fatores reguladores do desenvolvimento deste grupo de algas.

Onze táxons formaram associações de espécies recorrentes e co-ocorrentes durante todas as fases de estudo (03 cianofíceas, 03 diatomáceas, 02 clorofíceas, 02 desmídias e 01 criptofíceas).

Quatorze táxons (64% fitoflagelados) formaram associações durante a fase pós-inundação (04 cianofíceas, 01 diatomáceas, 03 clorofíceas, 04 criptofíceas e 02 euglenofíceas). Apenas neste período houve dominância de uma espécie, no caso *Rhodomonas lacustris*, uma criptofíceia nanoflagelada.

3.2.2. Comunidade zooplanctônica

A comunidade zooplanctônica, na fase pré-inundação era bastante pobre e equivalente nos quatro pontos de coleta (Tabela 7; Figura 44). A média anual deste período variou entre 400 e 600 ind.m⁻³, sendo R1 e R4 os pontos que apresentaram maiores densidades. O rio Paranapanema, nos pontos amostrados, não apresentava remansos, o que tornava o ambiente desfavorável para o desenvolvimento da comunidade zooplanctônica.

Na 2ª fase, o zooplâncton desenvolveu-se de forma considerável e os pontos passaram a ser diferenciados: R4 foi o menos favorecido (média anual de 1.800 ind.m⁻³), seguindo-se em ordem crescente R1 (12.000 ind.m⁻³), R3 (51.000 ind.m⁻³) e R2 (71.000 ind.m⁻³) (Figura 44).

A 3ª fase mostrou que os pontos mantiveram a mesma ordem em relação à abundância, porém os valores foram muito mais baixos, tendo o ponto mais pobre 300 ind.m⁻³ (R4) e o mais rico, 52.000 ind.m⁻³ (R2) (Figura 44).

R1 e R2, pontos representantes do sistema lântico da represa, diferem sensivelmente dos demais quanto à abundância de zooplâncton, sendo que em ambas, a ME (margem Paraná) é mais rica que MD (margem São Paulo), e ambas as margens mais ricas do que o centro do corpo de água (C). Estas diferenças podem ser atribuídas: (a) à pobreza em nutrientes das águas que alimentam a represa; (b) à influência do aporte do ecossistema terrestre perimetral; (c) ao sistema de funcionamento da represa que apresenta

baixo tempo de retenção e comportas posicionadas a meia água.

Quanto à estrutura da comunidade zooplânctônica (Figura 45), é interessante notar que o domínio dos rotíferos foi uma constante, tanto no período de pré- quanto no de pós-inundação. Segundo Wetzel (1983), a presença de rotíferos com densidades de 200.000 a 300.000 ind.m⁻³ são comuns no plâncton. No caso do presente estudo, valores tão altos foram muito raros, mesmo durante a 2ª fase, quando a abundância do zooplâncton atingiu seus valores máximos (Figura 44). Gilbert (1988) comenta que a maioria dos rotíferos alimenta-se de algas unicelulares, cujo tamanho situa-se entre 4 e 14 µm, sendo menos eficientes em relação a algas maiores ou menores, mas que alguns especializaram-se em utilizar grandes células flageladas como *Cryptomonas*. A dominância de flagelados que passou a existir após o fechamento da barragem poderia ser responsável pelo grande número de rotíferos ocorrido nesta época. Foram registrados 36 gêneros durante o período coberto por este relatório.

Os crustáceos do plâncton foram representados por cladóceros e copépodos (calanoides e ciclopoides). Este grupo foi escasso na 1ª fase, ganhando vulto após o fechamento da barragem. Apresentaram o seu máximo de densidade na 2ª fase, declinando na 3ª, acompanhando o comportamento dos nutrientes (nitrogênio e fósforo, principalmente o último) que, a partir do segundo ano pós-fechamento (3ª fase), teve a sua quantidade reduzida de forma significativa. De uma forma geral, os copépodos ciclopoides foram os mais freqüentes, seguido por cladóceros e copépodos calanoides. Monteiro (1984), estudando um corpo de água recém represado pelo período de um ano, observou a mesma seqüência de importância, e autora atribui o fato à predação por peixes.

Foram registrados 09 gêneros de cladóceros, sendo 06 de hábitos reconhecidamente planctônicos. Os gêneros da Família Chydoridae e *Ilyocryptus* são considerados como sendo pertencentes à comunidade bentônica, embora Chydoridae já tenha sido citado por Fernando et al. (1990) como contendo também espécies planctônicas. *Simocephalus*, gênero considerado litorâneo, foi muito pouco freqüente, porém, quando presente, ocorreu tanto nas margens quanto no centro do corpo de água.

Os copépodos calanoides foram representados por 03 gêneros, com uma espécie em cada um. Os copépodos ciclopoides estiveram presentes com 07 gêneros, sendo um deles representado por duas espécies. Destes, 03 são considerados de hábito litorâneo, porém, ocorreram indiferentemente nas margens e no centro de cada ponto de coleta.

Todos os gêneros de animais zooplanctônicos encontrados estiveram presentes desde a 1ª fase. A alteração notada com a formação da represa foi apenas em termos numéricos.

Comparando-se os gráficos da densidade da comunidade zooplanctônica (Figura 44) com o de vazão média defluente (Figura 07), pode-se notar que este último parâmetro teve uma grande influência sobre a densidade populacional zooplanctônica, podendo-se atribuir a ele as oscilações mais drásticas sofridas por esta comunidade. Esta relação é mais evidente em R3. Sobre R1, o efeito da vazão é, em geral, mascarado pelo porte e proximidade do rio Paraná, cujas águas invadem esta área quando a vazão é baixa. Este fato confere a este ponto oscilações menores do que as esperadas (vide densidades de ABR, AGO e DEZ/88).

De uma forma geral, pode-se observar que, decorridos dois anos do fechamento da barragem, R4 voltou a uma situação equivalente à inicial, enquanto que R2 e R3 modificaram-se sensivelmente, mantendo, no final do período de observação, uma quantidade de zooplanctontes característica de ambiente lântico relativamente pobre. Embora situada a jusante da barragem e mantendo características de ambiente lótico, R1 sofre influência do reservatório e sua abundância de zooplâncton, embora oscilante, é sempre maior do que no período anterior ao represamento.

3.2.3. Comunidade ictiíca

3.2.3.1. Levantamento ictiofaunístico

Com respeito à comunidade ictiíca, durante o período total coberto por este relatório, foram registradas 60 espécies, pertencentes a 45 gêneros e 20 famílias. A relação destas espécies e suas posições taxonômicas, de acordo com a classificação de Lauder e Lien (1983), estão apresentadas na Tabela 8.

A Figura 47 mostra a participação relativa dos diferentes grupos taxonômicos de peixes, ao nível de Ordem, nas capturas realizadas no período de estudo. Nela se verifica que, das 60 espécies registradas, 27 (45,0%) pertencem à Ordem Characiformes, 30 (50,0%) à Siluriformes e 3 (5,0%) à Perciformes.

Nos reservatórios de Salto Grande, Jurumirim e Taquaruçu, os resultados ao nível de Ordem corroboram as afirmações de vários autores (Britski, 1972; Lowe-McConnell, 1987 *apud* Agostinho, 1992), de que Characiformes predominam nos rios da Bacia do Paraná. Por outro lado, nos levantamentos realizados no reservatório de Itaipu (FUEM, 1987) e no deste estudo, ocorreu a predominância de Siluriformes (Tabela 9). Este fenômeno ocorreu no reservatório de Itaipu durante um período limitado, voltando à predominância de Characiformes em levantamentos posteriores (FUEM, 1989).

Em termos de número total de gêneros e espécies presentes na represa, considerando-se o recente barramento a que o rio foi submetido, este pode ainda ser considerado rico, refletindo, provavelmente, a alta diversidade existente na bacia do Paraná, com 215 espécies (Pinto, 1978).

3.2.3.2. Alterações na composição faunística

A Tabela 10 mostra a relação das espécies registradas durante os períodos de levantamento, mostrando que na 1ª fase foram registradas 48 espécies e no período pós-enchimento 56 espécies.

As espécies abaixo, foram registradas na 1ª fase e não foram registradas na fase pós-enchimento.

Gymnotus carapo (espada-redonda)
Paulicea luetkeni (jaú)
Tatia cesarpintoi (buraqueiro)
Sternopygus macrurus (espada-preta-chata)

não foram registradas na 1ª fase tiveram expressiva participação nas fases pós-enchimento.

I. labrosus, com participação expressiva na 1ª fase, teve queda na 2ª fase, seguido de um crescimento acentuado na 3ª fase, enquanto que *P. lineatus*, que teve uma considerável participação na 2ª fase, teve expressiva queda na 3ª fase. As espécies *P. squamosissimus*, *R. dorbignyi* e *P. pirinampu* tiveram acentuado aumento em frequência nas fases pós-enchimento, enquanto que *R. strigosa*, *S. borellii*, *S. insculpta* e *S. maxillosus* tiveram decréscimo em frequência nas fases pós-enchimento. *G. kneri* e *A. lacustris*, espécies de habito alimentar ictiófago tiveram decréscimo em suas frequências de captura nas fases pós-enchimento enquanto que *R. vulpinus*, também ictiófaga, teve sua participação aumentada de 0,3% para 2,6% e 2,1% nas fases pós-enchimento.

PONTO ROSANA - R1

A Figura 55 mostra as frequências de captura nas fases desenvolvidas por este estudo.

As espécies *C. nagelli*, *A. schubarti*, *C. facetum*, *L. vitattus*, *L. octofasciatus*, *S. hilarii*, *G. carapo*, *P. luetkeni* e *A. valenciennesi*, registradas na 1ª fase, não foram registradas nas fases do período pós-enchimento

I. labrosus, *P. lineatus*, *A. bimaculatus*, *S. spilopleura*, *L. obtusidens*, *L. friderici*, *S. borellii*, *A. lacustris* e *S. maxillosus* tiveram decréscimo em frequência numérica nas fases pós-enchimento.

As espécies *P. squamosissimus*, *A. nuchalis*, *H. regani*, *L. vetula*, *P. granulatus* e *T. coriaceus* aumentaram suas participações em frequência no período pós-enchimento.

H. edentatus, espécie não registrada na 1ª fase, participou com 15,6% e 2,2% de frequência numérica nas fases pós-enchimento.

B. orbignyanus, espécie não capturada na 1ª fase, foi registrada com apenas dois indivíduos no período pós-enchimento, somente neste ponto de coleta.

No reservatório de Tucuruí os locais mais próximos a barragem sofreram modificações mais drásticas devido a alteração de regime lótico para lântico, enquanto que as áreas situadas mais a montante foram menos impactadas

(CEPED, 1987). No período de estudo deste relatório, as mudanças temporais na ictiofauna ocorreram em praticamente todos os locais de amostragem, pois a fauna presente ainda se encontra sobre os efeitos do barramento e do não fechamento da UHE Taquaruçu, o que permite o deslocamento de várias espécies a procura de recursos alimentares e locais de reprodução.

3.2.3.9. Hábito alimentar

Os estudos sobre hábito alimentar dos peixes fornecem subsídios para um melhor entendimento da ictiofauna e demais organismos da comunidade, gerando informações para um manejo adequado de suas populações.

A maioria das espécies registradas neste estudo, com exceção dos especialistas, apresentou ampla variedade de tipos de alimentos. Isto é esperado em águas tropicais, pois a oferta alimentar é variada, favorecendo as espécies de caráter oportunistas que se utilizam melhor desses recursos.

As espécies capturadas nesse período de estudo foram distribuídas, em função dos hábitos alimentares de acordo com as fases de levantamentos conforme Tabela 18.

A Tabela 19 apresenta a participação das espécies quando analisadas por seu hábito alimentar, e mostra que houve pequenas alterações em sua porcentagem de participação entre as fases.

A Tabela 20 e Figura 56 mostram a participação em frequência numérica na pesca experimental das espécies quando analisadas por seu hábito alimentar nos períodos fase rio e pós-enchimento. Observa-se que as espécies ictiófagas tiveram um pequeno aumento em participação na 2ª fase e na 3ª fase houve um decréscimo acentuado. O comportamento irregular na frequência das espécies ictiófagas (e.g. *G. knerii*, *S. maxillosus*, *R. vulpinus* e outras) parece ser em decorrência das flutuações das populações de forrageiras, (e.g. *A. bimaculatus*, *C. insculpta* e outras) e da competição pelo aproveitamento dos recursos ambientais remanescentes e dos novos introduzidos. As carnívoras com baixa participação em frequência na 1ª fase e 2ª fase, tiveram um incremento na 3ª fase, devido principalmente ao crescimento populacional da espécie *P. squamosissimus*. As iliófagas praticamente se mantiveram no mesmo nível da 1ª fase para a 2ª fase, vindo a decrescer na 3ª fase. No reservatório de Itaipu (FUEM, 1989), os iliófagos tiveram tendência de crescimento logo após o enchimento. O declínio observado neste período, deve-

se possivelmente a queda da população de zoobentos. As espécies omnívoras tiveram um crescimento acentuado na 3ª fase, quando comparadas com a 1ª fase, coincidindo com o ocorrido no reservatório de Salto Grande, rio Uruguai, onde as espécies omnívoras tiveram um considerável crescimento logo após o enchimento (Delfino e Baigun, 1991). Tal fato já era esperado, por serem espécies de dieta alimentar bastante ampla e se aproveitarem dos recursos alimentares disponíveis. O hábito planctófago, neste período, foi representada apenas por *H. edentatus*.

A grande disponibilidade de alimentos em forma de matéria orgânica, principalmente no primeiro ano da formação deste reservatório, foi um fator regulador da ictiofauna, propiciando o crescimento das populações no ambiente estudado.

4. DISCUSSÃO GERAL

O acompanhamento contido no presente relatório mostrou o comportamento da transformação do ambiente do Baixo rio Paranapanema, sob influência da barragem de Rosana, em um ambiente com características mais lânticas, sob o efeito dos fenômenos naturais e aqueles impostos pela operação da própria usina.

Os quatro pontos de coleta, estrategicamente localizados ao longo do canal do rio, permitiram a análise das alterações nos ambientes de entrada e de saída, assim como as transformações internas no corpo da nova represa. Concomitantemente, as alterações nas comunidades bióticas e suas interações, entre si e com o ambiente, formaram o quadro integrado do efeito da construção da barragem de Rosana.

O tipo de barragem construído ("fio-d'água"), determinado em função da topografia local, resultou numa represa de pequena profundidade, submetida a uma operação de controle de fluxo resultando em baixo tempo de retenção da água. Como consequência, o novo ecossistema criado tem um caráter intermediário entre lótico e lântico, semelhante a rios de curso lento. Este caráter hidrológico determinou, em última instância, todo o desenrolar do desenvolvimento do novo ecossistema. O tipo de controle de vazão, com picos de descarga nos meses de junho e outubro, vigente no período coberto por este relatório, completa o quadro geral das modificações produzidas.

Um fato estratégico na minimização dos impactos negativos sobre a água e a biota foi, sem dúvida, o desmatamento realizado na área de inundação da Reserva Estadual do Morro do Diabo (CESP, 1987). As vantagens do desmatamento pré-inundação já são conhecidas na literatura internacional (Mouchet, 1984) e recomendada principalmente na região tropical, onde acumularam-se experiências negativas resultantes do afogamento da vegetação (e.g. Van der Heide, 1982; Mouchet, 1984).

Um outro fator relevante foi a influência da presença da Reserva (vegetação perimetral arbórea) sobre as comunidades bióticas aquáticas, mais exuberantes nas suas proximidades. É conhecida a influência da vegetação marginal, natural ou implantada (reflorestamento) sobre o ecossistema aquático adjacente, seja atenuando os processos relacionados à erosão (que, de outra forma, pode reduzir drasticamente o tempo de vida útil de um reservatório, e.g. Which way..., 1984; Singh et al., 1984) e à degradação da qualidade da água (Branson, 1975), seja aumentando a diversidade, a riqueza e a

abundância nas comunidades aquáticas. Estes fatos foram claramente demonstrados pelos resultados obtidos por um projeto integrando ecossistemas terrestre e aquático, executado na represa de Paraibuna, através de um convênio entre a CESP e a USP (Meguro et al., 1990; Shimizu et al., 1990; Kuhlmann et al., 1990; Brandimarte, 1991; Cabianca, 1991; Kuhlmann, 1993; Meguro e Shimizu, 1994). Os resultados operacionalmente mais relevantes (a redução do transporte de sedimento para a água e a retenção quase total do fósforo pela vegetação arbórea, aliadas à promoção da biodiversidade nos ambientes terrestre e aquático) levaram a coordenação do projeto a recomendar a manutenção e a implantação de coberturas florestais perimetrais de composição mista (Meguro e Shimizu, 1994), por acreditar que "a chave para um manejo prudente dos ecossistemas aquáticos implica num manejo prudente das paisagens" (Likens e Bormann, 1974).

O processo de alteração do ecossistema na represa de Rosana teve início a partir do preenchimento da represa, extremamente rápido (aproximadamente 15 dias), ocorrendo, inicialmente, súbitas mudanças. No período de FEV a JUL/87, o corpo de água esteve sob forte influência do próprio impacto do enchimento e da regularização da vazão, com uma descarga extrema em JUN/87. As comunidades bióticas sofreram forte impacto, manifestado tanto sob forma de declínio (e.g. clorofila a), aumento em abundância (zooplâncton), como de desestruturação (peixes).

A partir de AGO/87, iniciou-se um período de estabilização do sistema, com os parâmetros ambientais em oscilações menores e regidos pela vazão. Neste período, inicia-se a diferenciação do ambiente da represa propriamente dita dos seus ambientes de entrada (R4) e de saída (R1).

As comunidades planctônicas estabelecem-se também neste período, enquanto que a ictiíca vem a reorganizar-se a partir de DEZ/87.

O perfil do ecossistema, definido a partir deste período, caracteriza-se pelo retorno dos valores de alguns parâmetros críticos aos níveis pré-inundação (turbidez, fósforo, nitrogênio total), assim como da acomodação das comunidades planctônicas após uma elevação na abundância resultante da inundação.

No último ano coberto por este relatório, com o estabelecimento das condições ecológicas acima descritas, nota-se que a represa formada não apresenta tendências para a eutrofização, isto é, salvo grandes mudanças no aporte de nutrientes, não é esperado um incremento significativo na produção biológica para o futuro próximo, tanto que o

mapará, espécie planctófaga de grande abundância na represa de Itaipu, não manteve a sua frequência de captura nos níveis do ano anterior.

As espécies de peixes que se estabeleceram até o momento são aquelas de caráter oportunista, localizadas em posições iniciais da cadeia trófica, e de baixo valor comercial. As espécies de caráter reofílico e de alto valor comercial continuaram presentes, inclusive com algumas delas em reprodução no corpo da represa (e.g. curimatá e dourado) (CESP, 1992). A pescada, a exemplo de outros reservatórios (Itaipu e Sobradinho, entre outros) vem se adaptando nesta represa, podendo vir a constituir uma espécie de preferência da pesca comercial e esportiva.

Ressalta-se que esta é uma condição temporária, visto que a Usina de Taquaruçu ainda se encontrava aberta, e quando fechada poderá provocar novas mudanças comportamentais em algumas espécies, sendo que a partir desta, as comunidades deverão se estabelecer definitivamente, resultando com isso a condição para aplicação de técnicas de manejo.

5. RECOMENDAÇÕES

- (1) Os altos níveis de amônio na água na represa de Rosana, conseqüente da decomposição da grande quantidade de matéria orgânica vegetal presente (Parque Estadual do Morro do Diabo) que, mesmo coberto de solo compactado, atingiu a coluna d'água passado um ano do preenchimento, indicam que o desmatamento pré-inundação é recomendável, mesmo para a construção de represas do tipo "fio-d'água", de tempo de retenção mais baixa.
- (2) O reflorestamento perimetral em torno deste tipo de reservatório e, principalmente, de seus tributários constitui-se numa necessidade pois, além de contribuir para a atenuação da erosão e assoreamento, com conseqüente aumento na vida útil da represa e recomposição da flora original e fauna terrestre, vem contribuir de forma direta para a melhor qualidade da água represada e desenvolvimento das comunidades bióticas. Em relação à fauna ictiíca, incrementa seu sustento como fonte de alimento, e fornece diversas formas de proteção aos indivíduos jovens e adultos. Todos estes fatos, acrescidos da baixa produtividade biológica da represa de Rosana, levam a uma forte recomendação do reflorestamento de suas áreas perimetrais.
- (3) A pesca no período deve contemplar a maximização das capturas das espécies oportunistas (*H. edentatus* - mapará; *A. nuchalis* - peixe-gato; *P. squamosissimus* - pescada; *I. labrosus* - mandi; etc.) e manter o esforço de pesca nas capturas de espécies de reofílicas, tais como *P. lineatus* - curimatá, *L. obtusidens* - piapara, *P. pirinampu* - barbado, ou espécies ameaçadas de "afundamento" do estoque, como *S. maxillosus* - dourado, *P. luetkeni* - jaú e *P. corruscans* - pintado.
- (4) A instalação momentânea da comunidade ictiíca, ainda sobre os efeitos do não fechamento da Usina de Taquaruçu, indica que para o momento, o repovoamento é desaconselhável.

UNIVERSIDAD DE CORDOBA - INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN CIENCIAS DE LA TIERRA Y DEL AMBIENTE
BIBLIOTECA

ANEXOS

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Valores médios (M), amplitudes (A) e intervalos de confiança (IC) anuais dos parâmetros físicos e químicos, na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Tabela 2. Mudanças (%) nas médias anuais dos parâmetros físicos e químicos em cada ponto de coleta, ao longo do tempo. (* disjunção completa do intervalo de confiança, $\alpha = 0,05$), na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Tabela 3. Alterações afluente/defluente (% da média anual), na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Tabela 4. Total de táxons presentes na comunidade fitoplâncton, por Classe e fase de estudo, na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Tabela 5. Total de táxons da comunidade fitoplâncton, por classe, ponto de coleta e fases de estudo, na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Tabela 6. Síntese dos dados sobre a estrutura da comunidade fitoplâncton antes e após o represamento de Rosana rio Paranapanema (nov/85-dez/88)
- Tabela 7. Médias anuais de densidade da comunidade zooplanctônica (ind.m^{-3}) na represa de Rosana (nov/85-dez/88)
- Tabela 8. Relação das espécies de peixes registradas e suas posições taxonômicas (de acordo com Lauder e Lien, 1983), na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Tabela 9. Informações comparativas sobre levantamentos ictiofaunísticos, na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Tabela 10. Espécies de peixes capturadas nos dois períodos de levantamento (Fase rio e Fase pós-enchimento), na represa de Rosana (nov/85-dez/88)
- Tabela 11. Valores de constância das espécies de peixes capturadas nos períodos fase rio e pós-enchimento, na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

- Tabela 12. Similaridade ictiofaunística (Jaccard) entre as fases de levantamento, na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Tabela 13. Similaridade ictiofaunística (proporcional) entre as fases de levantamento, na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Tabela 14. Diversidade ictiofaunística (Shannon) para as fases de levantamento, sendo H (diversidade), H' (riqueza), E (equitatividade) e S (nº de espécies), na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Tabela 15. Espécies de peixes registradas por ponto de coleta e por período de amostragem, na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Tabela 16. Similaridade ictiofaunística (Jaccard) entre os pontos de coleta na fase rio, na represa de Rosana (nov/85 - set/86)
- Tabela 17. Similaridade ictiofaunística (Jaccard) entre os pontos de coleta no período pós-fechamento, na represa de Rosana (fev/87 - dez/88)
- Tabela 18. Relação das espécies de peixes capturadas, distribuídas conforme seu hábito alimentar e período de levantamento, na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Tabela 19. Participação porcentual das espécies de peixes conforme o seu hábito alimentar nas fases estudadas, na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Tabela 20. Participação porcentual das espécies de peixes em frequência numérica de captura, conforme o seu hábito alimentar, na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

SETESD - CIA. DE TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL
BIBLIOTECA

Por outro lado, as seguintes espécies foram registradas na fase pós-enchimento e não foram na 1ª fase.

Callichthys callichthys (cascudo-caborja)
Oxydoras kneri (abotoado)
Pimelodella sp (mandi-prata)
Leporinus lacustris (piauí-de-lagoa)
Hypophthalmus edentatus (mapará)
Pseudopimelodus zungaro (jaú-sapo)
Sorubim lima (jurupecem)
Leporinus elongatus (piapara-bicuda)
Hoplias malabaricus (traíra)
Megalancistrus aculeatus (cascudo-abacaxi)
Serrasalmus marginatus (pirambeba)
Brycon orbignyanus (piracanjuba)

Um dos problemas originários da construção de barragens é a ocorrência de uma mudança drástica no ambiente aquático em um prazo relativamente curto, sendo a represa obviamente colonizada pelas espécies existentes, previamente, no rio que o formou. Como nem todas as espécies serão capazes de se adaptar, é de se esperar que a represa tenha uma ictiofauna menos diversificada que a de seu rio formador (Lowe-McConnell, 1975).

Na represa de Americana, rio Atibaia, as 81 espécies existentes antes do barramento foram reduzidas para aproximadamente 30 espécies alguns anos depois. (Northcote, 1985)

Albino (1987) estudando os efeitos de dois barramentos na bacia do rio Jacaré-Guaçu (rio Tietê-SP), concluiu que esses barramentos foram os principais responsáveis pela redução das condições de sobrevivência e dispersão da fauna ictiológica nesses ecossistemas.

No reservatório de Itaipu foram registradas, para o período Fase-rio 115 espécies e no período Pós-enchimento (11/83 a 11/85) 82 espécies; e no período compreendido entre 03/85 a 2/86, registrou-se apenas 80 espécies (FUEM, 1987).

A construção da UHE de Itaipu, nivelando as águas do rio Paraná, teve como consequência o desaparecimento de uma das mais importantes barreiras naturais, o Salto de Sete Quedas, misturando, portanto, a ictiofauna de jusante com a de montante (CESP, 1990a).

Espécies como *H. edentatus*, *A. nuchalis*, *O. kneri*, *S. marginatus* e outras, antes restritas ao baixo Paraná, hoje são comuns no trecho em estudo do rio Paranapanema.

Apesar de a formação de uma represa usualmente produzir um declínio no número de espécies em relação ao rio formador, devido às novas condições (Bukaskwan, 1980, apud Delfino e Baigun, 1991), isto não ocorreu nesta represa durante o período em estudo. Por apresentar baixo tempo de retenção (18,5 dias para o volume total), as características ambientais não sofreram grandes alterações duradouras, principalmente durante o período em estudo, quando a barragem de Taquaruçu ainda encontrava-se aberta. Este fato possibilitou a permanência da maioria das espécies de peixes no leito original. Além disso, algumas espécies citadas acima, oriundas do reservatório de Itaipu, encontraram ali condições favoráveis para o seu desenvolvimento.

3.2.3.3. Constância das espécies

Conforme observa-se na Tabela 11, na 1ª fase, 62,5% das espécies capturadas foram acidentais, 21,0% acessórias e 16,5% constantes, sendo que no período pós enchimento 41,0% das espécies foram acidentais, 23,3% acessórias e 35,7% das espécies foram constantes.

As espécies *P. lineatus*, *P. maculatus*, *L. obtusidens*, *S. borellii*, *L. friderici* e *G. kneri*, classificadas como constantes na 1ª fase, mantiveram-se na mesma escala de valores, ou seja, com mais de 50% de registro de ocorrência no período pós enchimento. *S. maxillosus*, que na 1ª fase foi acessória, no período pós enchimento passou a categoria de constantes, enquanto que *H. platyrhynchus*, *A. bimaculatus* nas fases seguintes. *P. pirinampu*, acidental no período fase rio, passou a categoria de constante nas fases pós enchimento. *H. edentatus* e *H. malabaricus*, não registradas na 1ª fase, foram constantes nas fases pós enchimento.

As espécies, *P. granulosus*, *T. coriaceus*, *R. vulpinus*, *P. squamosissimus*, *I. labrosus*, *A. nuchalis* e *S. spilopleura*, classificadas como acidentais ou acessórias na 1ª fase, passaram a categoria de constantes no período pós-enchimento.

As espécies constantes podem ser consideradas como residentes, uma vez que estiveram presentes em 50% ou mais das coletas, e as acessórias, capturadas de 25% a 50% das coletas, podem ser residentes, porém apresentando flutuações em sua abundância relativa ao longo do período. As acidentais, com menos de 25% de presença nas coletas são espécies provavelmente imigrantes de outras áreas que se juntam às residentes para se alimentarem ou se reproduzirem.

Segundo Lowe-McConnell (1975), em comunidades de rios a composição de espécies está sempre mudando com o tempo e o volume da água.

Ueida (1984) afirma também que as espécies consideradas acessórias ou acidentais são constituídas por peixes imigrantes que se juntam às comunidades residentes em determinados períodos do ano e que o deslocamento destas pode ser influenciado pelo regime estacional.

Romanini (1989) cita que os peixes, por serem móveis, podem responder às mudanças ambientais, deslocando-se da "cena" e a ela retornando quando as condições estiverem mais adequadas à sua sobrevivência.

No reservatório de Salto Grande, rio Paranapanema, SP/PR, para o período de 1990 (CESP, 1990b), foram encontradas 27% de espécies constantes e 22,9% de espécies acessórias. O reservatório foi formado em 1958, tendo sido esta comunidade tida como relativamente estável.

A constatação de que os reservatórios são sistemas abertos e sujeitos às influências dos processos físicos, químicos e biológicos, tais como turbidez, vegetação aquática, velocidade da corrente, etc., trazem uma acentuada instabilidade ao ambiente, determinando com isso a composição da ictiofauna (Hanson, 1977, *apud* Delfino e Baigun, 1991; FUEM, 1987).

No presente estudo, 64,3% das espécies capturadas no período pós-enchimento foram classificadas nas categorias acessórias ou acidentais, e 35,7% classificadas como constantes. Essa composição ictiofaunística reflete as afirmações dos autores acima, mostrando que esse ambiente ainda se encontra em processo de estabilização da comunidade ictífica.

3.2.3.4. Similaridade ictiofaunística

A similaridade ictiofaunística entre as fases de levantamentos, considerando-se a presença e ausência, mostra que o maior índice foi registrado entre as fases do período pós-enchimento com 84%, enquanto que o menor índice coube a 1ª fase/3ª fase, com 69% (Tabela 12).

Quando analisadas pelo índice de similaridade proporcional, a maior similaridade é entre a 1ª fase e a 3ª fase, com 67%, e o menor índice coube às duas fases pós-enchimento (Tabela 13).

3.2.3.5. Diversidade ictiofaunística

Os represamentos promovem consideráveis alterações na composição ictiofaunística. Estas, por se relacionarem à riqueza e à abundância relativa das espécies, podem ser retratadas por alguns índices de diversidade, particularmente pelo de Shannon.

Constata-se, pela Tabela 14 que, nos períodos analisados, a maior diversidade pertence à 2ª fase e a equitatividade, que quantifica o grau de uniformidade das distribuições nas capturas das espécies, foi maior na 1ª fase.

A variação dos valores de diversidade está entre 0 e pouco mais de 5 bits/indivíduo, e valerá 0 quando todos os indivíduos considerados pertencerem à mesma espécie, e terá o valor próximo ao máximo quando todas as espécies presentes estiverem representadas por pelo menos um indivíduo (Elgue e Fabiano, 1991). Em situações de alta diversidade, a média de equitatividade está em torno de 80% (Odum, 1985, *apud* Odum, 1986).

Os valores de diversidade, maior de 4 bits/indivíduo, equitatividade em torno de 80% e a presença de 60 espécies durante o período em estudo são indicativos de ambiente altamente diversificado, e com distribuição uniforme de sua comunidade ictiíca.

3.2.3.6. Frequência relativa de captura

A Figura 48 mostra a participação das espécies na frequência relativa de captura em todas as fases do estudo.

A. bimaculatus, que na 1ª fase participou com 10,3% na frequência, teve queda em sua participação em todas as fases do período pós-enchimento. Em Itaipu (FUEM, 1990), esta espécie também se apresentou com baixo valor de frequência numérica nos pontos do reservatório, e esta participação foi aumentada quando foram realizadas coletas nos tributários. Possivelmente, no reservatório de Rosana, esta espécie também tenha procurado os tributários, que são ambientes mais estáveis, quando do enchimento. Em estudos realizados nos tributários (CESP, 1992) foram capturados alevinos desta espécie em todos os tributários selecionados. *A. schubarti* e *M. intermedia* também tiveram queda em participação na frequência total nas fases pós-enchimento.

P. lineatus que na 1ª fase contribuiu com 7,6% na frequência do total capturado, na 2ª fase devido a captura de um grande número de indivíduos jovens (recrutas), logo após o preenchimento em FEV/87, no ponto R2-Porto Euclides da

Cunha, esta espécie foi a primeira em participação com 12,6% de frequência total. Na 3ª fase participou com 5,6% de frequência de captura. O gênero *Prochilodus*, de hábito alimentar iliófago (item geralmente abundante nos reservatórios) e grande habilidade em realizar migrações, deslocando-se facilmente de ambientes desfavoráveis, tem-se tornado uma espécie predominante nas pescarias da América do Sul: *P. lineatus* no reservatório Itaipu (FUEM, 1990) e no reservatório da UHE Mário Lopes Leão, Promissão, SP (Torloni et al., 1991); *P. platensis*, em Salto Grande, rio Uruguai (Delfino e Baigun, 1991); *P. rubrotaeniatus*, no Lago do Guri, rio Caroni, Venezuela (Elgue e Fabiano, 1991); *P. nigricans*, no rio Tocantins, trecho do reservatório de Serra Quebrada (SEQ, 1990). Esta espécie, adaptando-se ao ambiente formado, vem se reproduzindo neste reservatório conforme estudos realizados nos tributários (CESP, 1992).

P. squamosissimus, que na 1ª fase participou com 1,7%, também apresentou aumento na frequência nas fases pós-enchimento, como ocorreu nos reservatórios de Itaipu (FUEM, 1990), Sobradinho (CEPED, 1987) e Tucuruí (Petrere, 1989). Esta espécie introduzida pela CESP em 1968, no rio Pardo, atingiu o rio Grande e em 1972 estabeleceu-se no rio Paraná (Machado, 1974 apud Torloni et al., 1993), ocupando lugar de destaque na produção pesqueira nesses reservatórios.

S. maxillosus, outro nobre representante da fauna local, teve um pequeno incremento na 2ª fase, voltando a ter o mesmo índice de captura na 3ª fase, em relação a 1ª fase.

L. obtusidens, *S. borellii* e *L. friderici*, também tiveram pequenas variações em frequência nas fases pós-enchimento, enquanto que *L. elongatus*, foi registrada apenas na 3ª fase.

As espécies ictiófagas, *H. malabaricus* e *S. marginatus*, não registradas na 1ª fase, tiveram participação na frequência nas fases pós-enchimento, enquanto que *R. vulpinus*, *G. kneri*, *S. spilopleura* e *A. lacustris*, participantes da frequência na 1ª fase, tiveram pequenas oscilações nas fases pós-enchimento.

Na 1ª fase, a espécie *R. strigosa* participou com 11,2%, sendo acentuado seu decréscimo em frequência nas fases pós-enchimento, possivelmente pela mudança do regime do rio. Com a deposição de partículas finas e falta de luminosidade ideal, seu item alimentar preferencial, algas fixas, deixou de existir, causando com isso uma mudança de hábitat. No reservatório de Itaipu, esta espécie se posiciona entre as cinco espécies de maior contribuição na pesca profissional. (Agostinho et al., 1989)

A. nuchalis apresentou relativo aumento nas fases pós-enchimento, coincidindo com o mesmo comportamento quando do enchimento do reservatório de Itaipu (FUEM, 1990). Esta espécie, uma das que alcançou o rio Paranapanema quando do enchimento do reservatório de Itaipu, encontrou condições favoráveis ao seu desenvolvimento neste reservatório.

H. edentatus, que não foi registrado na 1ª fase, apresentou nas fases pós-enchimento 6,4%, e 3,6% de participação na frequência. Esta espécie foi a terceira mais frequente na pesca comercial logo após o enchimento de Itaipu (FUEM, 1987) e a primeira no ano de 1988 (FUEM, 1990). Não obstante sua reprodução comprovada neste reservatório (CESP, 1992), dificilmente constituir-se-á em espécie de maior abundância, como ocorrido em Itaipu, visto que seu item alimentar preferido, plâncton, encontra-se em declínio.

I. labrosus, que na 1ª fase participou com 8,7%, teve um decréscimo em sua frequência na 2ª fase. Entretanto na 3ª fase, participou com 11,1%. Logo após o fechamento de Itaipu apresentou um considerável aumento em sua frequência numérica (FUEM, 1989). Esta espécie de hábito alimentar omnívoro, que prefere as águas semi-lênticas, terá neste reservatório condições básicas para o seu desenvolvimento.

P. maculatus, nas fases pós-enchimento, praticamente manteve-se com o mesmo nível de participação em frequência da 1ª fase.

P. corruscans e *P. luetkeni*, siluriformes de grande porte e alto valor comercial, tiveram pequena participação em frequência na 1ª fase, enquanto que *P. luetkeni* não foi registrado nas fases pós-enchimento, *P. corruscans* manteve o mesmo índice de participação nas fases pós-enchimento.

S. lima espécie não capturada na 1ª fase, participou com 0,6% e 0,3% nas fases pós-enchimento.

P. ornatus, espécie até então não registrada na bacia do Paranapanema, teve pequenas participações em todas as fases deste estudo. *T. coriaceus* e *R. dorbignyi*, tiveram grande aumento em suas participações nas fases pós-enchimento.

H. platyrhincus e *P. pirinampu*, tiveram pequenas variações em suas frequências durante as fases pós-enchimento.

Andrewartha e Birch (1984 apud Julio et al., 1991) citam que as alterações na abundância relativa das populações é fato esperado, quando do enchimento de reservatórios, pois vários fatores limitantes atuam sobre a abundância das populações naturais, tais como: deficiência de recursos naturais, como

alimento e locais para reprodução, capacidade de dispersão do animal, buscando novos recursos, influência do regime hidrológico e outros componentes ambientais que influenciam o crescimento populacional ao longo do tempo.

Os siluriformes, notadamente as espécies de peixes de couro (e.g. *H. edentatus*, *A. nuchalis*, *P. granulosus*, *T. coriaceus*, *I. labrosus*, e outros), tiveram grande aumento nas suas populações no período amostrado. Logo após o enchimento do reservatório de Tucuruí, os peixes de couro também aumentaram suas populações (SEQ, 1990), possivelmente pela riqueza de recursos alimentares disponíveis quando do enchimento. A abundância dessas espécies nas fases pós-enchimento deve-se, provavelmente, a sua preferência por ambientes semi-lênticos, formados neste reservatório logo após o barramento.

A ictiofauna amostrada após o represamento apresenta uma grande diversidade de espécies, contando entre elas, 12 (doze) espécies entre ictiófagas e carnívoras, podendo este número contribuir com a depleção do estoque. Gesteira (1978), verificou que açudes com duas espécies ictiófagas apresentaram maior produção total, passando a decrescer com o aumento destas, indicando assim, que o equilíbrio da comunidade pode ser analisado através da relação forrageiras-predadores.

3.2.3.7. Captura por unidade de esforço (CPUE).

A Figura 49, mostra a CPUE de algumas espécies em número de indivíduos por mil metros quadrados de rede durante um período de 24 horas, a montante e a jusantedurante os períodos amostrados.

R. strigosa, com maior valor de CPUE na 1ª fase, teve decréscimo acentuado nas fases pós-enchimento a montante, enquanto que à jusante, com baixos valores na 1ª fase e 2ª fase, teve pequeno aumento na 3ª fase.

As espécies *P. lineatus*, *L. obtusidens*, *S. borellii*, *S. maxillosus*, *H. platyrhinchus* e *P. pirinampu*, tiveram maiores valores de captura na 3ª fase em relação a 1ª fase, a montante, enquanto que à jusante, somente *P. lineatus* e *P. pirinampu* tiveram acréscimo da 1ª fase para a 3ª fase.

P. squamosissimus, *A. nuchalis*, *I. labrosus* e *T. coriaceus*, tiveram considerável aumento no valor da CPUE, nas fases pós-enchimento, a montante e à jusante, sendo que apenas *I. labrosus* teve pequena queda na 3ª fase à jusante. As espécies essencialmente ictiófagas, *A. lacustris*, *R. vulpinus*, *S. spilopleura*, *H. malabaricus*, *S. marginatus* e *G.*

kneri, tiveram variações de valores nas fases pós-enchimento, tanto a montante quanto à jusante, sendo que apenas *R. vulpinus* apresentou crescimento acentuado na 3ª fase em relação a 1ª fase a montante e à jusante. Variações nos valores de CPUE das espécies ictiófagas também foram observadas em Salto Grande, rio Uruguai, logo após o enchimento (Delfino e Baigun, 1991). No reservatório de Curuá-Una, rio Amazonas, a população de ictiófagos teve aumento em frequência (Junk et al., 1981 apud Paiva, 1983).

Quanto aos valores de CPUE em peso (g de biomassa) por mil metros quadrados de rede por um período de 24 horas (Figura 50), observa-se que *P. lineatus* foi a espécie com maiores valores nas três fases deste estudo a montante, enquanto que à jusante, *P. squamosissimus*, participou com altos valores nas três fases. *H. edentatus*, que não foi registrado na 1ª fase, teve aumento de valores nas fases pós-enchimento a montante, e a jusante teve um incremento logo após o enchimento, vindo a decair sensivelmente na 3ª fase. *P. pirinampu*, segunda espécie em participação na 1ª fase, a montante, teve pequeno declínio na 2ª fase, voltando a crescer na 3ª fase, e a jusante esta espécie decaiu em relação a 1ª fase. *S. maxillosus*, a montante teve aumento logo após o enchimento, decaindo em seguida. À jusante, esta espécie aumentou sua participação logo após o enchimento, não sendo registrada na 3ª fase. *A. nuchalis*, teve considerável incremento a montante e a jusante aumentou sua participação vindo a decair na 3ª fase, enquanto que *S. lima*, teve incremento a montante e a jusante logo após o enchimento vindo a decair sensivelmente na fase seguinte. *L. obtusidens*, com leve incremento a montante nas fases pós-enchimento, teve decréscimo acentuado à jusante. *H. plathyrhynchus* com queda na 2ª fase, teve sensível incremento na 3ª fase tanto a montante quanto a jusante e *S. borelli*, praticamente se manteve constante a montante e à jusante.

Da análise geral dos valores da CPUE, observa-se que *P. lineatus*, *P. squamosissimus* e *H. edentatus*, foram as espécies que mais se destacaram nas fases pós-enchimento em valores de biomassa (g), e número de indivíduos, tanto a montante quanto à jusante.

Em relação a valores numéricos de CPUE (número de indivíduos.1000 m⁻² rede.dia⁻¹), quando comparamos montante e jusante, para todos os indivíduos capturados nas fases deste estudo (Figura 51), observa-se que as variações nos valores tanto a montante quanto à jusante, com valores maiores a jusante nas fases pós-enchimento era fato esperado, pois a concentração de indivíduos a jusante após o barramento é tendência natural das espécies, principalmente

por aquelas que realizam migrações tróficas e ou reprodutivas.

As alterações ocorridas nas frequências numéricas e nos valores de captura (CPUE), observadas nas fases deste estudo (Figuras 49 e 50), foram também observadas por outros autores em outros estudos (Walburg, 1966; Gasaway, 1970; Hanson et al., 1977; Malon e Ferguson, 1981 apud Delfino e Baigún, 1991), pois essas modificações no ambiente geram recursos ambientais anteriormente inexistentes (Moss, 1980 apud Delfino e Baigún, 1991) e melhores áreas de reprodução e alimentação (Petr, 1975 apud Delfino e Baigún, 1991).

3.2.3.8. Ocorrência, frequência de captura e similaridade ictiofaunística por ponto de coleta.

A Tabela 15 relaciona o local e o período em que cada espécie foi capturada.

Embora com algumas variações em sua abundância, 13 espécies foram registradas nos quatro pontos de coleta nos períodos estudados: *L. vetula*, *P. lineatus*, *S. maxillosus*, *A. bimaculatus*, *P. maculatus*, *P. gracilis*, *P. pirinampu*, *I. labrosus*, *G. knerii*, *A. lacustris*, *L. obtusidens*, *S. borellii* e *L. friderici*, todas com ampla distribuição no reservatório nos períodos de amostragem.

A espécie *B. orbignyanus* teve ocorrência restrita ao trecho a jusanteda barragem.

A. albifrons foi registrada apenas no ponto Taquaruçu na 1ª fase, enquanto que *A. bimaculatus*, apesar de seu decréscimo em participação na frequência numérica no período pós-enchimento, apresentou-se distribuída em todos os pontos de amostragem.

P. squamosissimus, espécie que teve um considerável crescimento em frequência no período pós-enchimento, não foi registrada no ponto Taquaruçu em nenhum dos períodos de levantamento, enquanto que *L. elongatus* foi registrada apenas no ponto Taquaruçu, no período pós-enchimento.

Das 34 espécies registradas na 1ª fase, no ponto Rosana, 25 se apresentaram também nos pontos Porto Euclides e Porto Angelim e 20 em Taquaruçu, enquanto que, no período pós-enchimento, no ponto Porto Angelim, registrou-se 49 espécies, das quais 43 foram registradas no ponto Porto Euclides, 38 em Taquaruçu e 37 em Rosana.

No reservatório de Sobradinho (CEPED, 1987) um dos pontos de coleta de peixes, denominado área II, apresentou a maior

produção de pescado, visto que às suas margens ainda existem matas ciliares, e sua área alagada é densa em macrófitas. Moss (1980 apud Delfino e Baigun, 1991), também observa que nas áreas com influência da vegetação inundada, o incremento das populações de peixes é maior em relação a outras áreas. Isto explica o fato de o Ponto Porto Angelim concentrar o maior número de espécies no período pós-enchimento, pois esta área, além de densa vegetação aquática, está localizada junto ao Parque Estadual do Morro do Diabo, onde ocorreu o maior desmatamento. O material vegetal oriundo do desmatamento foi enterrado, contribuindo nesse período, para o enriquecimento matéria orgânica neste local.

A aplicação do índice de similaridade de Jaccard (presença e ausência) para os dois períodos de coleta, por ponto de amostragem, mostra que, a maior similaridade ictiofaunística para o período fase rio foi entre os pontos Porto Angelim e Rosana (Tabela 16) e para o período pós-enchimento a maior similaridade foi entre os pontos Porto Angelim e Porto Euclides (Tabela 17).

A análise de frequência de captura por ponto de coleta apresentada abaixo, mostram as mudanças na comunidade ictífica durante as fases temporais no desenvolvimento da represa.

PONTO TAQUARUÇU - R4

Foram capturadas 21 espécies não registradas na 1ª fase, e as espécies *R. strigosa* e *G. carapo* registradas na 1ª fase não foram capturadas no período pós-enchimento (Tabela 15).

A Figura 52 mostra as frequências de captura em todas as fases deste estudo para este ponto de coleta.

Observa-se que as espécies *L. friderici*, *S. maxillosus* e *H. platyrhynchus* tiveram aumento de participação em frequência numérica nas fases pós-enchimento.

T. coriaceus, *A. nuchalis*, que não foram registradas na 1ª fase tiveram participação expressivas em frequência nas fases pós-enchimento, enquanto que *R. strigosa*, *A. albifrons* e *S. macrurus*, com participação na frequência na 1ª fase, não foram capturadas nas fases pós-enchimento, e *L. elongatus* foi capturada somente neste ponto de coleta na 3ª fase.

As espécies *P. squamosissimus*, *H. edentatus* e *I. labrosus*, com participação expressiva nos outros pontos de coleta não tiveram a mesma participação neste ponto, sendo que de *P. squamosissimus* não houve registro nas fases deste estudo.

Este ponto de coleta, localizado a jusante da futura UHE de Taquaruçu, ainda conserva características de ambiente lótico, portanto servindo de rota migratória às espécies que realizam migrações ascendentes, para reprodução no trecho do reservatório de Taquaruçu ou no rio Pirapó.

PONTO PORTO ANGELIM - R3

A Figura 53 mostra as frequências de capturas nos dois períodos.

C. modesta, que teve maior participação em frequência na 1ª fase, mostrou sensível queda de participação nos períodos pós-enchimento.

R. strigosa, segunda espécie em frequência numérica na 1ª fase, decresceu na 2ª fase e não foi registrada na fase seguinte.

A. bimaculatus e *A. schubarti*, com expressiva frequência numérica na 1ª fase, decresceram na fase pós-enchimento.

A. lacustris, *G. knerii* e *R. vulpinus*, espécies de hábito alimentar ictiófago, com participação expressiva na 1ª fase, tiveram suas frequências reduzidas nas fases pós-enchimento, enquanto que *S. marginatus* e *H. malabaricus*, espécies não registradas na 1ª fase, tiveram participação nas fases pós-enchimento.

As espécies, *P. lineatus*, *L. friderici*, *L. obtusidens*, *S. borellii*, *S. maxillosus*, *P. pirinampu*, *I. labrosus*, *A. nuchalis*, *H. regani* e *T. coriaceus*, tiveram aumento em suas frequências, nas fases pós-enchimento.

As espécies *H. edentatus*, *C. nagelli*, *P. granulatus*, *P. squamosissimus* e *L. vittatus*, que não foram registradas na 1ª fase, foram capturadas nas fases pós-enchimento, enquanto que *P. tortuosus*, *G. carapo*, *P. luetkeni* e *T. cesarpintoi*, foram registradas apenas na 1ª fase.

PONTO PORTO EUCLIDES DA CUNHA - R2

A Tabela 15 mostra que 18 espécies não capturadas no período 1ª fase foram capturadas nas fases pós-enchimento, enquanto que a Figura 54, mostra as frequências de captura nos períodos amostrados.

As espécies *Hypostomus* sp I, *T. cesarpintoi*, *S. macrurus*, *A. valenciennesii* capturadas na 1ª fase não foram capturadas nas fases pós-enchimento, e *H. edentatus*, *T. coriaceus* que

Tabela 1. Valores médios (M), amplitudes (A) e intervalos de confiança (IC) anuais dos parâmetros físicos e químicos, na represa de Rosana (nov/85-dez/88)

TEMPERATURA DA ÁGUA ($^{\circ}\text{C}$)

		R4	R3	R2	R1
1ª fase	M	23,1	24,3	24,6	25,6
	A	19,9 - 26,2	19,2 - 27,9	20,1 - 28,3	20,3 - 28,2
	IC	21,8 - 24,3	23,0 - 25,7	23,2 - 26,1	24,2 - 26,9
2ª fase	M	22,8	23,6	24,1	23,6
	A	18,8 - 23,0	18,3 - 28,0	17,9 - 27,5	17,7 - 28,5
	IC	21,3 - 24,4	21,8 - 25,3	22,3 - 26,0	21,6 - 25,6
3ª fase	M	23,0	24,0	23,6	24,1
	A	19,0 - 27,5	20,5 - 29,0	19,5 - 27,5	20,0 - 28,0
	IC	21,2 - 24,8	22,5 - 25,5	21,9 - 25,3	22,3 - 25,9

COR DA ÁGUA (mg.l^{-1} Pt)

		R4	R3	R2	R1
1ª fase	M	5,3	8,6	8,6	7,8
	A	0 - 10	5 - 15	0 - 15	0 - 15
	IC	4,0 - 6,6	6,6 - 10,6	6,2 - 11,0	5,2 - 10,3
2ª fase	M	45,0	76,1	45,3	37,8
	A	20 - 100	30 - 200	15 - 100	5 - 100
	IC	31,2 - 58,8	46,7 - 105,5	28,2 - 62,4	20,5 - 55,1
3ª fase	M	34,0	35,7	23,7	18,7
	A	15 - 70	15 - 70	5 - 60	10 - 50
	IC	22,6 - 45,4	24,7 - 46,71	14,6 - 32,8	13,2 - 24,2

TURBIDEZ (F.T.U.)

		R4	R3	R2	R1
1ª fase	M	17,5	17,6	17,5	16,7
	A	10 - 25	13 - 23	11 - 24	10 - 29
	IC	15,5 - 19,5	16,1 - 19,1	15,2 - 19,8	14,1 - 19,3
2ª fase	M	37,2	46,6	40,9	33,2
	A	19 - 90	20 - 105	16 - 111	13 - 81
	IC	25,4 - 49,0	31,0 - 62,2	22,9 - 58,9	22,4 - 44,2
3ª fase	M	26,1	24,3	21,8	20,3
	A	19 - 42	14 - 43	13 - 31	15 - 32
	IC	21,4 - 30,8	19,5 - 29,1	17,8 - 25,8	17,1 - 23,5

TRANSPARÊNCIA DA ÁGUA (m)

		R4	R3	R2	R1
1ª fase	M	0,81	0,60	0,91	0,88
	A	0,55 - 1,08	0,31 - 0,88	0,65 - 1,04	0,54 - 1,20
	IC	0,52 - 1,08	0,30 - 0,81	0,74 - 1,08	0,54 - 1,22
2ª fase	M	0,65	0,52	0,76	0,90
	A	0,27 - 1,47	0,18 - 0,96	0,28 - 1,70	0,30 - 1,72
	IC	0,18 - 1,12	0,10 - 0,85	0,06 - 1,46	0,25 - 1,51
3ª fase	M	0,71	0,63	1,03	1,12
	A	0,46 - 0,99	0,38 - 0,88	0,50 - 1,80	0,60 - 1,65
	IC	0,41 - 1,01	0,32 - 0,94	0,45 - 1,61	0,59 - 1,65

(Tab. 1. - cont.)

OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mg.l^{-1})

		R4	R3	R2	R1
1ª fase	M	7,4	7,4	7,4	7,3
	A	6,7 - 8,4	4,8 - 8,5	6,8 - 8,7	5,2 - 8,8
	IC	7,1 - 7,7	7,0 - 7,8	7,1 - 7,7	6,8 - 7,8
2ª fase	M	7,4	7,0	6,8	8,5
	A	6,4 - 8,5	6,2 - 8,3	5,8 - 8,4	6,2 - 10,5
	IC	7,1 - 7,7	6,7 - 7,3	6,4 - 7,2	7,9 - 9,1
3ª fase	M	7,0	7,1	6,6	8,1
	A	5,7 - 8,1	6,0 - 8,1	5,6 - 7,7	6,8 - 9,2
	IC	6,6 - 7,4	6,8 - 7,4	6,3 - 6,9	7,8 - 8,4

pH

		R4	R3	R2	R1
1ª fase	M	6,6	6,8	6,6	6,7
	A	6,1 - 7,2	6,3 - 7,4	6,0 - 7,2	6,0 - 7,2
	IC	6,4 - 6,7	6,6 - 7,0	6,4 - 6,8	6,6 - 6,9
2ª fase	M	6,9	6,8	6,5	6,8
	A	6,3 - 7,6	6,1 - 7,6	5,8 - 7,3	6,0 - 8,0
	IC	6,7 - 7,1	6,5 - 7,1	6,2 - 6,7	6,5 - 7,1
3ª fase	M	7,5	7,7	7,5	7,7
	A	7,2 - 8,0	7,2 - 8,4	6,9 - 8,1	7,3 - 8,2
	IC	7,4 - 7,7	7,4 - 7,9	7,3 - 7,8	7,5 - 7,8

ALCALINIDADE (meq.l^{-1})

		R4	R3	R2	R1
1ª fase	M	0,60	0,57	0,59	0,56
	A	0,56 - 0,74	0,48 - 0,70	0,46 - 0,76	0,43 - 0,60
	IC	0,58 - 0,62	0,55 - 0,59	0,55 - 0,63	0,54 - 0,58
2ª fase	M	0,52	0,51	0,53	0,56
	A	0,44 - 0,59	0,44 - 0,60	0,46 - 0,59	0,44 - 0,86
	IC	0,50 - 0,54	0,49 - 0,53	0,50 - 0,56	0,49 - 0,63
3ª fase	M	0,54	0,54	0,55	0,52
	A	0,47 - 0,70	0,49 - 0,60	0,48 - 0,64	0,26 - 0,66
	IC	0,51 - 0,57	0,53 - 0,55	0,53 - 0,57	0,47 - 0,57

CONDUTIVIDADE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)

		R4	R3	R2	R1
1ª fase	M	74,4	70,6	72,6	73,8
	A	64 - 86	63 - 81	59 - 86	63 - 88
	IC	70,9 - 77,9	67,8 - 73,4	69,7 - 77,3	70,2 - 77,4
2ª fase	M	67,6	71,7	70,9	66,3
	A	53 - 79	57 - 82	62 - 78	57 - 75
	IC	63,0 - 72,2	68,9 - 74,5	67,5 - 74,3	63,8 - 68,8
3ª fase	M	70,9	69,9	68,2	70,3
	A	66 - 81	62 - 76	64 - 77	67 - 76
	IC	67,5 - 74,3	67,3 - 72,3	64,9 - 71,5	68,0 - 72,6

(Tab. 1. - cont.)

NO ₃ (µg.l ⁻¹)		R4	R3	R2	R1
1ª fase	M	153,3	166,8	141,0	157,5
	A	57,5 - 237,9	117,6 - 245,7	70,5 - 209,1	101,9 - 206,5
	IC	132,5 - 174,1	150,2 - 183,4	119,4 - 162,6	141,1 - 173,9
2ª fase	M	243,6	251,1	251,1	212,4
	A	146,5 - 353,3	191,0 - 395,1	144,3 - 333,1	157,3 - 326,4
	IC	210,6 - 276,6	217,8 - 284,4	216,3 - 285,9	188,4 - 236,4
3ª fase	M	221,6	229,4	194,1	189,5
	A	157,3 - 306,0	151,8 - 395,1	83,2 - 281,2	62,8 - 262,4
	IC	192,1 - 251,1	197,0 - 261,8	161,0 - 227,2	155,2 - 223,8
NH ₄ (µg.l ⁻¹)		R4	R3	R2	R1
1ª fase	M	87,6	116,6	81,9	90,8
	A	0,0 - 134,3	0,0 - 331,0	0,0 - 110,3	1,9 - 119,9
	IC	68,1 - 107,1	76,9 - 156,3	63,5 - 100,3	73,8 - 107,8
2ª fase	M	249,8	310,8	277,0	296,3
	A	28,8 - 539,2	20,9 - 1730,1	34,9 - 493,3	28,8 - 678,3
	IC	153,4 - 346,2	111,9 - 509,7	179,4 - 374,6	177,3 - 416,1
3ª fase	M	543,7	639,1	516,3	1032,8
	A	0,0 - 937,9	0,0 - 3153,0	0,0 - 1009,8	493,0 - 3360,0
	IC	362,3 - 725,1	287,0 - 991,2	313,5 - 719,1	558,6 - 1507,0
N TOTAL (µg.l ⁻¹)		R4	R3	R2	R1
1ª fase	M	314,2	302,9	281,6	331,6
	A	70 - 572	140 - 560	140 - 1120	140 - 910
	IC	226,5 - 401,9	235,4 - 370,4	222,4 - 340,8	239,7 - 423,5
2ª fase	M	502,4	538,2	557,9	437,8
	A	196 - 784	238 - 938	294 - 770	140 - 826
	IC	416,1 - 558,7	442,6 - 636,2	470,2 - 645,6	335,7 - 539,9
3ª fase	M	219,3	191,3	241,7	274,2
	A	70 - 336	70 - 287	154 - 434	91 - 420
	IC	171,8 - 266,8	183,7 - 198,9	185,1 - 298,3	225,5 - 322,9
P ORTOFOSFATO (µg.l ⁻¹)		R4	R3	R2	R1
1ª fase	M	11,0	16,6	21,5	20,3
	A	3,0 - 43,9	4,5 - 77,2	4,5 - 127,2	3,0 - 84,8
	IC	5,3 - 16,7	6,9 - 26,3	4,8 - 38,2	9,5 - 31,1
2ª fase	M	50,8	37,3	54,4	34,4
	A	11,1 - 230,1	7,4 - 98,4	14,9 - 118,6	2,8 - 49,5
	IC	23,1 - 77,7	23,9 - 50,7	18,9 - 71,9	28,6 - 40,2
3ª fase	M	20,8	27,5	17,4	17,3
	A	4,2 - 70,7	8,5 - 84,8	2,8 - 44,8	2,8 - 27,1
	IC	18,3 - 23,3	14,2 - 40,8	11,3 - 23,5	12,8 - 21,8

(Tab. 1. - cont.)

P TOTAL ($\mu\text{g.l}^{-1}$)

		R4	R3	R2	R1
1ª fase	M	17,4	17,6	15,7	15,9
	A	11,4 - 27,2	10,6 - 22,7	10,6 - 22,4	12,1 - 22,4
	IC	15,4 - 19,4	15,8 - 19,4	14,4 - 17,0	14,1 - 17,7
2ª fase	M	48,2	65,4	45,2	48,4
	A	18,5 - 92,7	25,7 - 170,5	24,2 - 94,1	15,6 - 94,2
	IC	35,8 - 60,6	45,2 - 85,6	32,8 - 57,6	33,9 - 62,9
3ª fase	M	33,5	46,1	36,5	38,4
	A	12,7 - 58,4	19,1 - 142,4	14,2 - 83,2	9,9 - 149,3
	IC	25,0 - 42,0	31,0 - 61,2	24,8 - 48,2	19,5 - 57,3

CLOROFILA a ($\mu\text{g.l}^{-1}$)

		R4	R3	R2	R1
1ª fase	M	1,01	1,08	1,16	1,05
	A	0,00 - 4,81	0,00 - 7,74	0,00 - 7,21	0,00 - 4,55
	IC	0,23 - 1,79	0,07 - 2,09	0,15 - 2,17	0,34 - 1,76
2ª fase	M	0,55	0,41	0,20	0,83
	A	0,00 - 3,74	0,00 - 2,94	0,00 - 1,07	0,00 - 5,34
	IC	0,00 - 1,13	0,00 - 0,86	0,00 - 0,41	0,00 - 1,66
3ª fase	M	0,16	0,73	0,52	0,52
	A	0,00 - 0,53	0,00 - 2,94	0,00 - 2,94	0,00 - 1,87
	IC	0,05 - 0,27	0,30 - 1,16	0,14 - 0,90	0,02 - 0,77

FEOFITINA ($\mu\text{g.l}^{-1}$)

		R4	R3	R2	R1
1ª fase	M	3,77	5,86	6,57	6,78
	A	0,00 - 10,02	0,00 - 12,41	0,00 - 31,36	0,87 - 28,4
	IC	2,22 - 5,32	3,57 - 8,15	2,97 - 10,17	3,38 - 10,18
2ª fase	M	8,65	9,11	8,60	8,45
	A	0,00 - 23,5	0,00 - 21,75	1,87 - 17,30	0,00 - 22,29
	IC	4,53 - 12,77	5,76 - 12,46	5,87 - 11,30	4,74 - 12,16
3ª fase	M	3,14	4,18	5,76	4,80
	A	0,93 - 8,03	0,00 - 15,24	0,00 - 13,50	1,19 - 9,79
	IC	2,30 - 3,98	2,42 - 5,94	4,03 - 7,49	3,38 - 6,22

Tabela 2. Mudanças (%) nas médias anuais dos parâmetros físicos e químicos em cada ponto de coleta, ao longo do tempo. (* disjunção completa do intervalo de confiança, $\alpha = 0,05$), na represa de Rosana (nov/85-dez/88)

	R4	R3	R2	R1
TEMPERATURA				
1ª - 2ª fase	- 1,0	- 3,2	- 2,0	- 7,6
2ª - 3ª fase	+ 0,6	+ 1,7	- 2,2	+ 2,1
1ª - 3ª fase	- 0,4	- 1,5	- 4,0	- 5,7
COR				
1ª - 2ª fase	+749,1*	+784,9*	+436,7*	+384,6*
2ª - 3ª fase	- 24,4	- 53,1*	- 47,7	- 50,5
1ª - 3ª fase	+541,5*	+315,1*	+175,6*	+139,7*
TURBIDEZ				
1ª - 2ª fase	+112,6*	+164,8*	+133,7*	+ 99,4*
2ª - 3ª fase	- 29,8	- 47,9*	- 46,7*	- 39,0
1ª - 3ª fase	+ 49,1*	+ 38,1*	+ 24,6	+ 21,6
TRANSPARÊNCIA				
1ª - 2ª fase	-19,8	-13,3	-16,5	+ 2,3
2ª - 3ª fase	+ 9,2	+21,2	+35,5	+24,4
1ª - 3ª fase	-12,3	+ 5,0	+13,2	+27,3
OXIGÊNIO DISSOLVIDO				
1ª - 2ª fase	0,0	- 5,4	- 8,1	+16,4*
2ª - 3ª fase	- 5,4	+ 1,4	- 2,9	- 4,7
1ª - 3ª fase	- 5,4	- 4,1	-10,8*	+11,0*
pH				
1ª - 2ª fase	+ 4,4	- 0,4	- 1,7	+ 1,2
2ª - 3ª fase	+ 9,3*	+13,3*	+16,4*	+12,2*
1ª - 3ª fase	+14,1*	+13,8*	+14,5*	+13,5*
ALCALINIDADE				
1ª - 2ª fase	-13,3*	-10,5	-11,9*	0,0
2ª - 3ª fase	+ 3,8	+ 5,9*	+ 3,8	- 7,1
1ª - 3ª fase	-10,0*	- 5,3*	- 6,8	- 7,1
CONDUTIVIDADE				
1ª - 2ª fase	- 9,1	- 1,6	- 2,3	-10,2*
2ª - 3ª fase	+ 4,9	- 2,6	- 3,8	+ 6,0*
1ª - 3ª fase	- 4,7	- 1,1	- 6,1	- 4,7
NO ₃				
1ª - 2ª fase	+58,9*	+50,5*	+78,1*	+34,9*
2ª - 3ª fase	- 9,0	- 8,6	-20,7	-10,8
1ª - 3ª fase	+44,6*	+37,5*	+37,7*	+20,3

(Tab. 2. - cont.)

	R4	R3	R2	R1
NO₂				
1ª - 2ª fase	+30,8	+18,4	+14,6	+56,3
2ª - 3ª fase	- 7,8	+52,5	- 8,5	-24,0
1ª - 3ª fase	+20,5	+24,5	+ 4,9	+18,8
NH₄				
1ª - 2ª fase	+ 185,2*	+ 166,6*	+ 238,2	+ 226,3
2ª - 3ª fase	+ 117,7*	+ 105,6	+ 86,4	+ 248,6
1ª - 3ª fase	+ 520,7*	+ 488,1*	+ 530,4*	+1037,4*
N total				
1ª - 2ª fase	+59,9*	+77,7*	+98,1*	+32,0
2ª - 3ª fase	-56,3*	-64,5*	-56,7*	-37,4*
1ª - 3ª fase	-30,2*	-36,8*	-14,2	-17,3
P ortofosfato				
1ª - 2ª fase	+361,8*	+127,4*	+111,2*	+ 41,0
2ª - 3ª fase	- 59,1*	- 26,3	- 61,7	- 49,7*
1ª - 3ª fase	+ 89,1*	+ 65,7	- 19,4	- 14,8
P total				
1ª - 2ª fase	+177,0*	+271,6*	+187,9*	+204,4*
2ª - 3ª fase	- 30,5	- 29,5	- 19,2	- 20,7
1ª - 3ª fase	+ 92,5*	+161,9*	+132,5*	+141,5*
CLOROFILA a				
1ª - 2ª fase	- 45,5	- 62,0	- 82,8	- 21,0
2ª - 3ª fase	- 70,9	+ 78,0	+160,0	- 37,3
1ª - 3ª fase	- 84,2	- 32,4	- 55,2	- 50,5
FEOFITINA				
1ª - 2ª fase	+129,4	+ 55,5	+ 30,9	+ 24,6
2ª - 3ª fase	- 63,7*	- 54,1	- 33,0	- 43,2
1ª - 3ª fase	- 16,7	- 28,7	- 12,3	- 29,2

1958 - CON. DE TECNOLOGIA E SANIDADE AMBIENTAL
BIBLIOTECA

Tabela 3. Alterações afluente/defluente (% da média anual), na Represa de Rosana (nov/85-dez/88)

PARÂMETRO	1ª fase	2ª fase	3ª fase
temperatura	+ 10,8*	+ 3,4	+ 5,2
cor	+ 47,2*	- 16,0	- 45,0*
turbidez	- 4,6	- 10,5	- 22,2
transparência	+ 8,0	+ 38,5	+ 57,7
OD	- 1,4	+ 14,0*	+ 15,7*
pH	+ 2,6	- 0,6	+ 2,0
alcalinidade	- 6,7*	+ 7,7	+ 3,7
condutividade	+ 4,2	- 1,9	- 0,8
NO ₃	+ 2,7	- 12,8	- 14,5
NO ₂	- 4,6	- 2,0	- 19,1
NH ₄	+ 3,7	+ 19,6	+ 90,0
N total	+ 5,5	+ 11,4	+ 23,0
P ortofosfato	+ 84,5	- 32,3	- 16,8
P total	- 8,6	+ 4,0	+ 14,6
clorofila a	+ 4,0	+ 50,9	+225,0
feofitina	+ 79,8	- 2,3	+ 52,9

Tabela 4. Total de táxons presentes na comunidade fitoplanctônica, por Classe e fase de estudo, na Represa de Rosana (nov/85-dez/88)

CLASSE	total	Fase rio	Fase represa
Cyanophyceae	23	10	20
Chlorophyceae	79	28	62
Zygnemaphyceae	57	18	48
Oedoboniophyceae	01	01	-
Euglenophyceae	24	01	24
Rhodophyceae	01	01	-
Dinophyceae	02	01	02
Cryptophyceae	10	03	10
Chrysophyceae	04	01	04
Xanthophyceae	10	02	09
Bacillariophyceae	52	51	35

Tabela 5. Total de táxons da comunidade fitoplanctônica, por classe, ponto de coleta e fase de estudo, na Represa de Rosana (nov/85-dez/88)

CLASSE	Fase rio				Fase represa			
	R4	R3	R2	R1	R4	R3	R2	R1
Cyanophyceae	09	09	06	08	09	13	13	12
Chlorophyceae	15	16	14	22	15	28	40	45
Zygnemaphyceae	15	14	10	14	07	25	29	21
Oedogoniophyceae	01	01	01	01	00	00	00	00
Euglenophyceae	00	01	00	01	14	13	16	16
Rhodophyceae	01	00	00	00	00	00	00	00
Dinophyceae	01	00	00	00	01	01	01	02
Cryptophyceae	03	03	01	03	07	07	08	06
Chrysophyceae	00	01	01	00	01	02	02	03
Xanthophyceae	01	02	00	01	03	02	04	04
Bacillariophyceae	39	37	38	38	20	26	14	22
TOTAL	85	84	71	88	77	117	127	131

Tabela 6. Síntese dos dados sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica antes e após o represamento de Rosana, rio Paranapanema (nov/85-dez-88)

	Fase rio	Fase pós-enchimento
Total de táxons	117 (44,5%)	217 (82,5%)
Riqueza (S)	baixa	alta (pontos C)
H' (bit.ind ⁻¹)	alta	baixa
Densidade total	baixa	alta (9x)
Densidade relativa Diatomáceas	alta	baixa
Densidade relativa Flagelados	baixa	alta
Densidade relativa Cianofíceas	baixa	alta 2ª fase baixa 3ª fase
Espécies dominantes		<i>Rhodomonas lacustris</i>
Tipo de plâncton	microplâncton	nanoplâncton

(porcentagens em relação ao número total de táxons (263) presentes durante o período de estudo)

Tabela 7. Médias anuais da densidade da comunidade zooplanctônica (ind.m⁻³) na Represa de Rosana (Nov/85-dez/88).

	R4	R3	R2	R1
1ª fase	500	400	300	400
2ª fase	1800	51000	71000	12000
3ª fase	300	15000	52000	5000

Tabela 8. Relação das espécies de peixes registradas e suas posições taxonômicas (de acordo com Lauder e Lien, 1983), na represa de Rosana (nov/85-dez/88)

-
- Superordem Ostariophysi
Ordem Characiformes
Família Characidae
 Subfamília Tetragonopterinae
 Astyanax bimaculatus Linnaeus, 1758
 Astyanax schubarti Britski, 1964
 Moenkhausia intermedia Eignmann, 1908
 Subfamília Cynopotaminae
 Galeocharax knerii (Steindachner, 1876)
 Subfamília Acestrorhynchinae
 Acestrorhynchus lacustris (Reinhardt, 1874)
 Subfamília Salmininae
 Salminus hilarii Valenciennes, 1849
 Salminus maxillosus Valenciennes, 1840
 Subfamília Bryconinae
 Brycon orbignyanus (Valenciennes, 1849)
Família Cynodontidae
 Rhaphiodon vulpinus Agassiz, 1829
Família Serrasalminae
 Subfamília Myleinae
 Myloplus levis (Eigenmann & McAtee, 1907)
 Subfamília Serrasalminae
 Serrasalmus marginatus Valenciennes, 1847
 Serrasalmus spilopleura Kner, 1860
Família Erythrinidae
 Hoplias malabaricus (Bloch, 1794)
Família Anostomidae
 Leporinus obtusidens (Valenciennes, 1847)
 Leporinus friderici (Bloch, 1794)
 Leporinus octofasciatus Steindachner, 1917
 Leporinus lacustris Campos, 1945
 Leporinus elongatus Valenciennes, 1849
 Leporellus vittatus (Valenciennes, 1849)
 Schizodon borellii (Boulenger, 1895)
 Schizodon nasutus Kner, 1859
Família Curimatidae
 Cyphocharax modesta (Fernández-Yépez, 1948)
 Cyphocharax nagelli (Steindachner, 1881)
 Steindachnerina insculpta (Fernández-Yépez, 1948)
Família Prochilodontidae
 Prochilodus lineatus (Valenciennes, 1876)
Família Parodontidae
 Apareiodon affinis (Steindachner, 1879)
 Parodon tortuosus Eigenmann & Norris, 1900

Ordem Siluriformes
 Subordem Gymnotoidei
 Família Gymnotidae
 Gymnotus carapo Linnaeus, 1758
 Família Sternopygidae
 Eigenmannia virescens (Valenciennes, 1847)
 Sternopygus macrurus (Bloch & Schneider, 1801)
 Família Aptereronotidae
 Aptereronotus albifrons (Linnaeus, 1776)
 Subordem Siluroidei
 Família Doradidae
 Rhinodoras dorbignyi (Kroeyer, 1855)
 Pterodoras granulosus (Eigenmann & Ward, 1907)
 Oxydoras kneri Bleeker, 1862
 Família Auchenipteridae
 Tatia cesarpintoi (Ihering, 1928)
 Trachelyopterus coriaceus Valenciennes, 1840
 Auchenipterus nuchalis (Spix, 1829)
 Família Pimelodidae
 Subfamília Pimelodinae
 Iheringichthys labrosus (Kroeyer, 1874)
 Pimelodus maculatus Lacepède, 1803
 Pimelodus ornatus Kner, 1857
 Pimelodella gracilis (Valenciennes, 1840)
 Pimelodella sp
 Pseudopimelodus zungaro (Humboldt, 1833)
 Subfamília Sorubiminae
 Pseudoplatystoma corruscans (Agassiz, 1829)
 Hemisorubim platyrhynchos (Valenciennes, 1840)
 Paulicea luetkeni (Steindachner, 1875)
 Sorubim lima (Schneider, 1801)
 Subfamília Luciopimelodinae
 Pirirampus pirinampu (Spix, 1829)
 Família Ageneiosidae
 Ageneiosus valenciennesi Bleeker, 1864
 Família Hypophthalmidae
 Hypophthalmus edentatus Spix, 1829
 Família Callichthyidae
 Callichthys callichthys (Linnaeus, 1758)
 Família Loricariidae
 Rhinelepis strigosa Valenciennes, 1840
 Hypostomus regani (Ihering, 1905)
 Loricaria vetula Valenciennes, 1840
 Megalancistrus aculeatus (Perugia, 1891)
 Hypostomus sp I*
 Hypostomus sp II*

Superordem Acanthopterygii

Ordem Perciformes

Família Cichlidae

Crenicichla lepidota Heckel, 1840

Cichlasoma facetum (Jenyns, 1842)

Família Sciaenidae

Plagioscion squamosissimus (Heckel, 1840)

* espécies ainda não identificadas, sendo a numeração romana para controle interno da lista de espécies

Tabela 9. Informações comparativas sobre levantamentos ictio-faunísticos, na represa de Rosana (nov/85-dez/88)

RESERVATÓRIO	ROSANA	S.GRANDE	JURUMIRIM	TAQUARUÇU	ITAIPU*
nº espécies	60	56	36	36	80
ORDEM (%)					
Characiformes	45,0	55,3	66,5	58,5	42,5
Siluriformes	50,0	35,7	30,5	36,0	47,5
Perciformes	5,0	9,0	3,0	5,5	6,3
Pleuronectiformes	-	-	-	-	1,2

* Exceto o Reservatório de Itaipu, no rio Paraná, os demais localizam-se no rio Paranapanema.

Fontes: Este relatório (Rosana); CESP, 1990b (Salto Grande); Moreira et al., 1993 (Jurumirim); CESP, 1990a (Taquarucu); FUEM, 1987 (Itaipu).

Tabela 10. Espécies capturadas nos dois períodos de levantamento (Fase rio e Fase pós-enchimento), na represa de Rosana (nov/85-dez/88)

ESPÉCIES		Fase rio	Fase pós-enchimento
<i>R. strigosa</i>	Cascudo preto	+	+
<i>A. bimaculatus</i>	Lambari tambiu	+	+
<i>I. labrosus</i>	Mandi boca velha	+	+
<i>P. lineatus</i>	Curimbata	+	+
<i>A. schubarti</i>	Lambari prata	+	+
<i>G. kneri</i>	Peixe cach.branco	+	+
<i>C. nagelli</i>	Saguiru curto	+	+
<i>P. maculatus</i>	Mandi Guaçu	+	+
<i>L. obtusidens</i>	Piapara	+	+
<i>S. borellii</i>	Piava três pintas	+	+
<i>A. nuchalis</i>	Peixe gato	+	+
<i>S. spilopleura</i>	Pirambeba	+	+
<i>L. friderici</i>	Piava catinguda	+	+
<i>A. lacustris</i>	Peixe cach.amarel	+	+
<i>P. squamosissimus</i>	Pescada/Corvina	+	+
<i>H. platyrhynchos</i>	Jurupoca	+	+
<i>R. vulpinus</i>	Dourado cadela	+	+
<i>A. valenciennesi</i>	Mandubé	+	+
<i>H. regani</i>	Cascudo chita	+	+
<i>P. granulatus</i>	Armau	+	+
<i>S. maxillosus</i>	Dourado	+	+
<i>P. gracilis</i>	Mandi chorão	+	+
<i>S. insculpta</i>	Saguiru comprido	+	+
<i>L. vetula</i>	Cascudo voador	+	+
<i>A. affinis</i>	Lambe lambe	+	+
<i>C. modesta</i>	Saguiru branco	+	+
<i>R. dorbignyi</i>	Mandi serrote	+	+
<i>M. intermedia</i>	Lambari corintian	+	+
<i>P. pirinampu</i>	Barbado	+	+
<i>L. vittatus</i>	Campineiro	+	+
<i>P. corruscans</i>	Pintado	+	+
<i>L. octofasciatus</i>	Ferreirinha	+	+
<i>A. albifrons</i>	Espada azul	+	+
<i>P. tortuosus</i>	Canivete	+	+
<i>G. carapo</i>	Espada redonda	+	+
<i>P. luetkeni</i>	Jaú	+	
<i>T. cesarpintoi</i>	Buraqueiro	+	

(Tab. 10. - cont.)

<i>M. levis</i>	Pacu prata	+	+
<i>S. hilarii</i>	Tabarana	+	+
<i>T. coriaceus</i>	Bobo	+	+
<i>E. virescens</i>	Espada rabo de rato	+	+
<i>Hypostomus</i> sp I	Cascudo pinta preta	+	+
<i>S. nasutus</i>	Taguara	+	+
<i>Hypostomus</i> sp II	Cascudo rajado	+	+
<i>C. lepidota</i>	Patrona	+	+
<i>P. ornatus</i>	Bagre cabeçudo	+	+
<i>C. facetum</i>	Acará	+	+
<i>C. callichthys</i>	Cascudo caborja		+
<i>O. kneri</i>	Abotoado		+
<i>Pimelodella</i> sp	Mandi prata		+
<i>L. lacustris</i>	Piau de lagoa		+
<i>H. edentatus</i>	Mapará		+
<i>P. zungaro</i>	Jaú sapo		+
<i>S. lima</i>	Jurupecem		+
<i>L. elongatus</i>	Piapara bicuda		+
<i>H. malabaricus</i>	Traira/ Lobó		+
<i>M. aculeatus</i>	Cascudo abacaxi		+
<i>S. marginatus</i>	Piramboba		+
<i>S. macrurus</i>	Espada preta chata	+	
<i>B. orbignyanus</i>	Piracanjuba		+

Tabela 11. Valores de constância das espécies capturadas nos períodos fase rio e pós-enchimento, na represa de Rosana (nov/85-dez/88)

ESPÉCIES	fase rio			pós-enchimento		
	CT	AS	AC	CT	AS	AC
<i>P. lineatus</i>	x			x		
<i>H. platyrhynchos</i>	x				x	
<i>A. bimaculatus</i>	x				x	
<i>P. maculatus</i>	x			x		
<i>G. kneri</i>	x			x		
<i>L. obtusidens</i>	x			x		
<i>S. borellii</i>	x			x		
<i>L. friderici</i>	x			x		
<i>R. strigosa</i>		x			x	
<i>H. regani</i>		x		x		
<i>L. vetula</i>		x		x		
<i>A. schubarti</i>		x				x
<i>I. labrosus</i>		x		x		
<i>A. valenciennesi</i>		x				x
<i>A. nuchalis</i>		x		x		
<i>S. spilopleura</i>		x		x		
<i>C. modesta</i>		x			x	
<i>M. intermedia</i>		x			x	
<i>C. facetum</i>			x			x
<i>P. granulatus</i>			x	x		
<i>P. pirinampu</i>			x	x		
<i>T. coriaceus</i>			x	x		
<i>P. ornatus</i>			x			x
<i>T. cesarpintoi</i>			x			
<i>P. tortuosus</i>			x			x
<i>Hypostomus</i> sp I			x			x
<i>Hypostomus</i> sp II			x			x
<i>L. vittatus</i>			x		x	
<i>S. maxillosus</i>			x		x	
<i>R. vulpinus</i>			x	x		
<i>G. carapo</i>			x			
<i>A. albifrons</i>			x			x
<i>E. virescens</i>			x			x
<i>L. octofasciatus</i>			x			x
<i>P. luetkeni</i>			x			
<i>A. affinis</i>			x		x	
<i>P. gracilis</i>			x			x
<i>R. dorbignyi</i>			x	x		
<i>A. lacustris</i>			x		x	
<i>M. levis</i>			x			x
<i>C. lepidota</i>			x			x
<i>P. squamosissimus</i>			x	x		
<i>P. corruscans</i>			x			x

(Tab. 11. - cont.)

ESPÉCIES	fase rio			pós-enchimento		
	CT	AS	AC	CT	AS	AC
<i>C. nagelli</i>			x	x		
<i>S. insculpta</i>			x			x
<i>S. hilarii</i>			x			x
<i>S. nasutus</i>			x		x	
<i>S. macrurus</i>			x			
<i>P. zungaro</i>						x
<i>S. lima</i>					x	
<i>H. edentatus</i>				x		
<i>Pimerodella sp</i>						x
<i>S. marginatus</i>					x	
<i>L. lacustris</i>						x
<i>H. malabaricus</i>				x		
<i>B. orbignyana</i>					x	
<i>M. aculeatus</i>						x
<i>C. callichthys</i>						x
<i>L. elongatus</i>						x
<i>O. kneri</i>						x

Tabela 12. Similaridade ictiofaunística (Jaccard) entre as fases de levantamento, na represa de Rosana (nov/85-dez/88)

	2ª fase	3ª fase
1ª fase	77,0	69,0
2ª fase		84,0

Tabela 13. Similaridade ictiofaunística (proporcional) entre as fases de levantamento, na represa de Rosana (nov/85-dez/88)

	2ª fase	3ª fase
1ª fase	51,0	67,0
2ª fase		47,0

Tabela 14. Diversidade ictiofaunística (Shannon) para as fases de levantamento, sendo H a diversidade, H' a riqueza, E a equitatividade e S o nº de espécies, na represa de Rosana (nov/85-dez/88)

	H	H'	E	S
1ª fase	4,515	5,58	81,0	48
2ª fase	4,564	5,67	80,5	51
3ª fase	4,440	5,70	78,0	52

Tabela 15. Espécies de peixes registradas por ponto de coleta e período de amostragem, na represa de Rosana (nov/85-dez/88)

ESPÉCIES	Período	R4		R3		R2		R1	
		LO	LE	LO	LE	LO	LE	LO	LE
<i>P. pirinampu</i>		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>L. vetula</i>		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>P. lineatus</i>		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>S. maxilosus</i>		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>A. bimaculatus</i>		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>P. maculatus</i>		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>P. gracilis</i>		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>I. labrosus</i>		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>G. kneri</i>		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>A. lacustris</i>		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>L. obtusidens</i>		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>S. borelli</i>		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>L. friderici</i>		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>H. regani</i>		x	x	x	x		x	x	x
<i>R. vulpinus</i>			x	x	x	x	x	x	x
<i>R. strigosa</i>		x		x	x	x	x	x	x
<i>A. schubarti</i>		x	x	x	x	x	x	x	
<i>H. platyrhynchos</i>		x	x	x	x		x	x	x
<i>A. nuchalis</i>			x	x	x	x	x	x	x
<i>S. spilopleura</i>			x	x	x	x	x	x	x
<i>P. corruscans</i>			x	x	x	x	x	x	x
<i>A. affinis</i>		x	x	x	x	x	x		
<i>C. modesta</i>			x	x	x	x	x		x
<i>S. insculpta</i>			x		x	x	x	x	x
<i>O kneri</i>			x		x				x
<i>C. facetum</i>					x			x	
<i>P. granulatus</i>		x	x		x	x	x	x	x
<i>P. ornatus</i>			x		x	x	x		x
<i>T. cesarpintoi</i>				x		x			
<i>P. tortuosus</i>			x	x			x		
<i>Hypostomus</i> sp I			x		x	x			x
<i>Hypostomus</i> sp II			x	x	x		x		x
<i>L. vittatus</i>					x	x	x	x	
<i>G. carapo</i>			x	x			x	x	
<i>A. albifrons</i>		x							
<i>E. virescens</i>		x	x				x		
<i>L. octofasciatus</i>					x	x	x	x	
<i>P. luetkeni</i>				x				x	
<i>P. zungaro</i>					x				x
<i>S. lima</i>			x		x		x		x
<i>M. intermedia</i>				x	x		x		
<i>H. edentatus</i>			x		x		x		x
<i>R. dorbignyi</i>		x	x		x	x	x		x
<i>Pimelodella</i> sp			x		x				x

(Tab. 15. - cont.)

ESPÉCIES	Período	R4		R3		R2		R1	
		LO	LE	LO	LE	LO	LE	LO	LE
<i>A. valenciennesi</i>		x	x			x		x	
<i>M. levis</i>					x	x	x		
<i>C. lepidota</i>			x	x	x		x		
<i>P. squamosissimus</i>					x	x	x	x	x
<i>S. marginatus</i>			x		x		x		x
<i>L. lacustris</i>					x		x		
<i>C. nagelli</i>		x	x		x		x	x	
<i>S. hilarii</i>				x	x			x	
<i>S. nasutus</i>			x		x		x	x	x
<i>H. malabaricus</i>			x		x		x		x
<i>B. orbignyanus</i>									x
<i>M. aculeatus</i>									x
<i>C. callichthys</i>					x		x		
<i>S. macrurus</i>		x				x			
<i>L. elongatus</i>			x						
<i>T. coriaceus</i>			x	x	x		x	x	x

Tabela 16. Similaridade ictiofaunística (Jaccard) entre os pontos de coleta na fase rio, na represa de Rosana (nov/85-set/86)

	Euclides	Angelim	Taquaruçu
Rosana	59,5	61,0	51,2
Euclides	-	51,1	45,0
Angelim	-	-	46,1

Tabela 17. Similaridade ictiofaunística (Jaccard) entre os pontos de coleta no período pós-fechamento, na represa de Rosana (fev/87-dez/88)

	Euclides	Angelim	Taquaruçu
Rosana	65,3	72,5	70,8
Euclides	-	81,0	73,0
Angelim	-	-	70,0

Tabela 18. Relação das espécies de peixes capturadas, distribuídas conforme seu hábito alimentar e período de levantamento, na represa de Rosana (nov/85-dez/88)

ESPÉCIES	Fase rio					Fase pós-enchimento				
	I	C	Il	O	P	I	C	Il	O	P
<i>S. maxilosus</i>	x					x				
<i>R. vulpinus</i>	x					x				
<i>G. kneri</i>	x					x				
<i>A. lacustris</i>	x					x				
<i>S. spilopleura</i>	x					x				
<i>P. corruscans</i>	x					x				
<i>S. hilarii</i>	x					x				
<i>P. luetkeni</i>	x									
<i>H. malabaricus</i>						x				
<i>S. marginatus</i>						x				
<i>P. pirinampu</i>		x					x			
<i>H. platyrhynchos</i>		x					x			
<i>P. squamosissimus</i>		x					x			
<i>Hypostomus</i> sp I			x					x		
<i>R. strigosa</i>			x					x		
<i>H. regani</i>			x					x		
<i>L. vetula</i>			x					x		
<i>Hypostomus</i> sp II			x					x		
<i>P. lineatus</i>			x					x		
<i>C. nagelli</i>			x					x		
<i>C. modesta</i>			x					x		
<i>S. insculpta</i>			x					x		
<i>M. aculeatus</i>								x		
<i>C. callichthys</i>								x		
<i>C. facetum</i>				x						x
<i>P. granulatus</i>				x						x
<i>T. coriaceus</i>				x						x
<i>T. ornatus</i>				x						x
<i>P. tortuosus</i>				x						x
<i>L. vittatus</i>				x						x
<i>A. albifrons</i>				x						x
<i>E. virescens</i>				x						x
<i>L. octofasciatus</i>				x						x
<i>A. bimaculatus</i>				x						x
<i>A. schubarti</i>				x						x
<i>M. intermedia</i>				x						x
<i>P. maculatus</i>				x						x
<i>A. affinis</i>				x						x
<i>P. gracilis</i>				x						x

1155 - 01 DE IGUAÇU I SERRA I 1980
BIBLIOTECA

(Tab. 18. - cont.)

ESPÉCIES	Fase rio					Fase pós-enchimento				
	I	C	Il	O	P	I	C	Il	O	P
<i>I. labrosus</i>				X					X	
<i>R. dorbignyi</i>				X					X	
<i>A. valenciennesi</i>				X					X	
<i>A. nuchalis</i>				X					X	
<i>M. levis</i>				X					X	
<i>C. lepidota</i>				X					X	
<i>L. obtusidens</i>				X					X	
<i>S. borellii</i>				X					X	
<i>L. friderici</i>				X					X	
<i>S. nasutus</i>				X					X	
<i>S. macrurus</i>				X					X	
<i>T. cesarpintoi</i>				X						
<i>G. carapo</i>				X						
<i>O. kneri</i>										
<i>P. zungaro</i>									X	
<i>S. lima</i>									X	
<i>Pimelodella</i> sp									X	
<i>L. lacustris</i>									X	
<i>B. orbinyanus</i>									X	
<i>L. elongatus</i>									X	
<i>H. edentatus</i>										X

Tabela 19. Participação porcentual das espécies de peixes conforme o seu hábito alimentar nas fases estudadas, na represa de Rosana (nov/85-dez/88)

	I	C	Il	O	P
1ª fase	16,5	6,0	19,0	58,5	-
2ª + 3ª fase	16,0	5,5	19,5	57,0	2,0

Tabela 20. Participação porcentual das espécies de peixes em frequência numérica de captura, conforme o seu hábito alimentar, na represa de Rosana (nov/85-dez/88)

	1ª fase	2ª fase	3ª fase
ICTIÓFAGAS	13,2	14,7	5,9
CARNÍVORAS	4,0	3,5	11,0
ILIÓFAGAS	36,0	35,5	21,0
OMNÍVORAS	46,8	46,0	61,6
PLANCTÓFAGAS	-	0,3	0,5

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Localização Geográfica da Bacia do Alto Paraná (CIBPU, 1966)
- Figura 2. Mapa geológico da Bacia do Alto Paraná (CIBPU, 1966)
- Figura 3. Precipitação pluviométrica acumulada mensal (mm) (Estação Hidrometeorológica de Porto Primavera)
- Figura 4. Valores médios mensais da temperatura atmosférica ($^{\circ}\text{C}$) (Estação Hidrometeorológica de Porto Primavera)
- Figura 5. Valores médios mensais da velocidade do vento (m.s^{-1}) (Estação Meteorológica de Rosana)
- Figura 6. Frequências médias mensais da direção do vento (%) (Estação Meteorológica de Rosana)
- Figura 7. Valores médios mensais da vazão defluente da UHE de Rosana ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) (Estação Hidrometeorológica de Porto Primavera)
- Figura 8. Localização dos pontos de coleta na represa de Rosana
- Figura 9. Valores de temperatura atmosférica ($^{\circ}\text{C}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 10. Valores de temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 11. Valores de cor da água (mg. l^{-1} Pt) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 12. Valores de turbidez (F.T.U.) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 13. Valores de transparência (m) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 14. Valores de oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 15. Valores de pH na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 16. Valores de alcalinidade (meq.l^{-1}) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

- Figura 17. Valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 18. Valores de nitrito ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 19. Valores de nitrato ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 20. Valores de amônio (mg.l^{-1}) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 21. Valores de nitrogênio total (mg.l^{-1}) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 22. Valores de ortofosfato (μl^{-1}) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 23. Valores de fósforo total ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 24. Valores de clorofila *a* ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 25. Valores de feofitina ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 26. Valores médios anuais da temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 27. Valores médios anuais da cor da água (mg.l^{-1} Pt) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 28. Valores médios anuais da turbidez (F.T.U.) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 29. Valores médios anuais da transparência (m) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 30. Valores médios anuais do oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 31. Valores médios anuais do pH na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 32. Valores médios anuais da alcalinidade (meq.l^{-1}) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 33. Valores médios anuais da condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

- Figura 34. Valores médios anuais do nitrito ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 35. Valores médios anuais do nitrato ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 36. Valores médios mensais do amônio (mg.l^{-1}) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 37. Valores médios anuais do nitrogênio total (mg.l^{-1}) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 38. Valores médios anuais do ortofosfato ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 39. Valores médios anuais do fósforo total ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 40. Valores médios anuais da clorofila *a* ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 41. Valores médios anuais da feofitina ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 42. Densidade média total da comunidade fitoplanc-
tônica por pontos de coleta e fases de estudo
- Figura 43. Média do número de táxons da comunidade
fitoplanctônica por ponto de coleta e fases de
estudo
- Figura 44. Variação da densidade relativa de grupos de algas
por estratégia de desenvolvimento ao longo do
período de estudo e por ponto de coleta
- Figura 45. Densidade total da comunidade zooplanctônica
(ind. m^{-3} x 1000) na represa de Rosana (nov/85 -
dez/88)
- Figura 46. Composição percentual da comunidade zooplanc-
tônica (%) na represa de Rosana (nov/85 -
dez/88)
- Figura 47. Participação relativa dos diferentes grupos taxo-
nômicos de peixes, ao nível de ordem (%) na
represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 48. Participação na frequência de captura no número
total de exemplares de peixes capturados (%) na
represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 49. Captura por Unidade de Esforço (CPUE), ind. 1000m^2
rede.dia $^{-1}$ para algumas espécies de peixes na
represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

- Figura 50. Captura por Unidade de Esforço (CPUE), $g.1000m^2$ rede.dia⁻¹ para algumas espécies de peixes na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 51. Captura por Unidade de Esforço (CPUE), ind.1000m² rede.dia⁻¹ para todas as espécies de peixes capturados a montante e a jusante na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 52. Participação na frequência de captura das espécies no número total de peixes capturados no ponto Taquaruçu, na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 53. Participação na frequência de captura de espécies no número total de peixes capturados no ponto Porto Angelim, na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 54. Participação na frequência de captura das espécies no número total de peixes capturados no ponto Porto Euclides da Cunha, na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 55. Participação na frequência de captura das espécies no número total de peixes capturados no ponto Rosana, na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)
- Figura 56. Participação percentual das espécies de peixes em frequência numérica de captura, conforme o seu hábito alimentar, na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

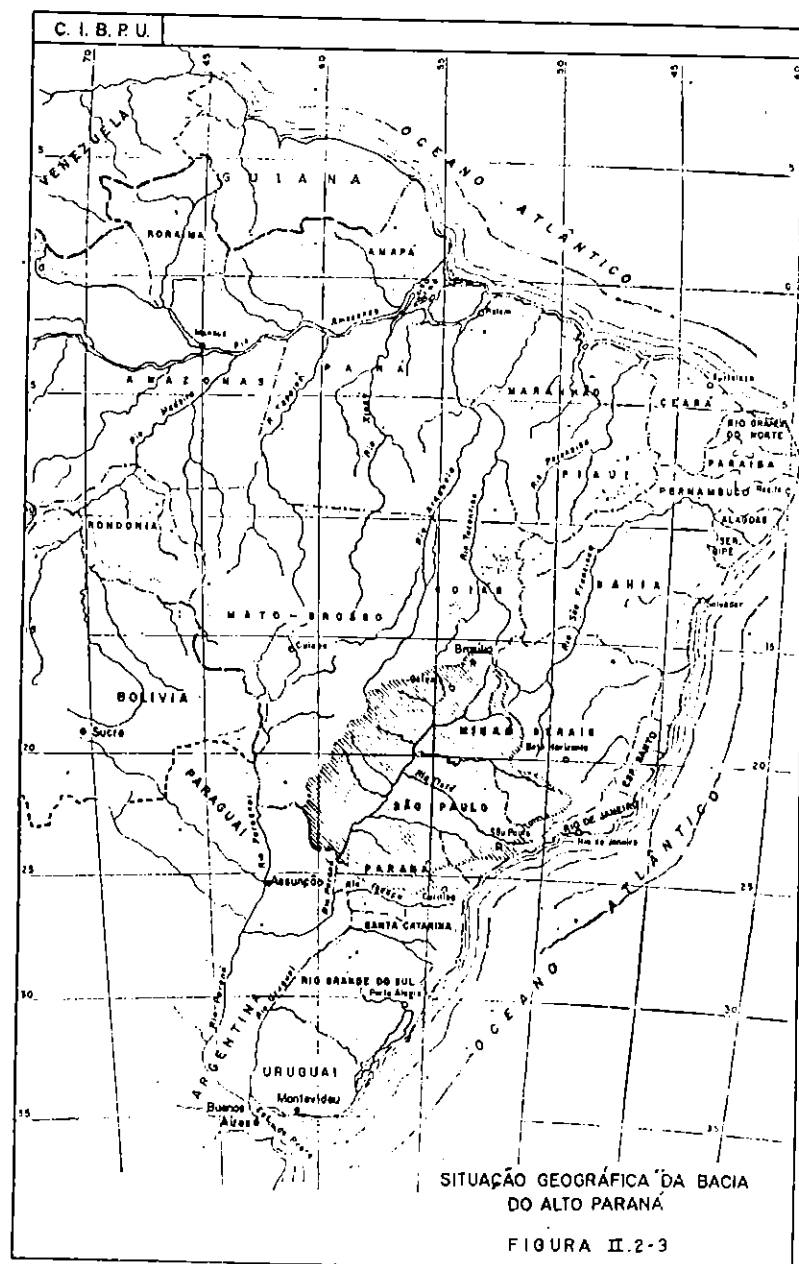


Fig. 1. Localização Geográfica da Bacia do Alto Paraná (CIBPU, 1966)

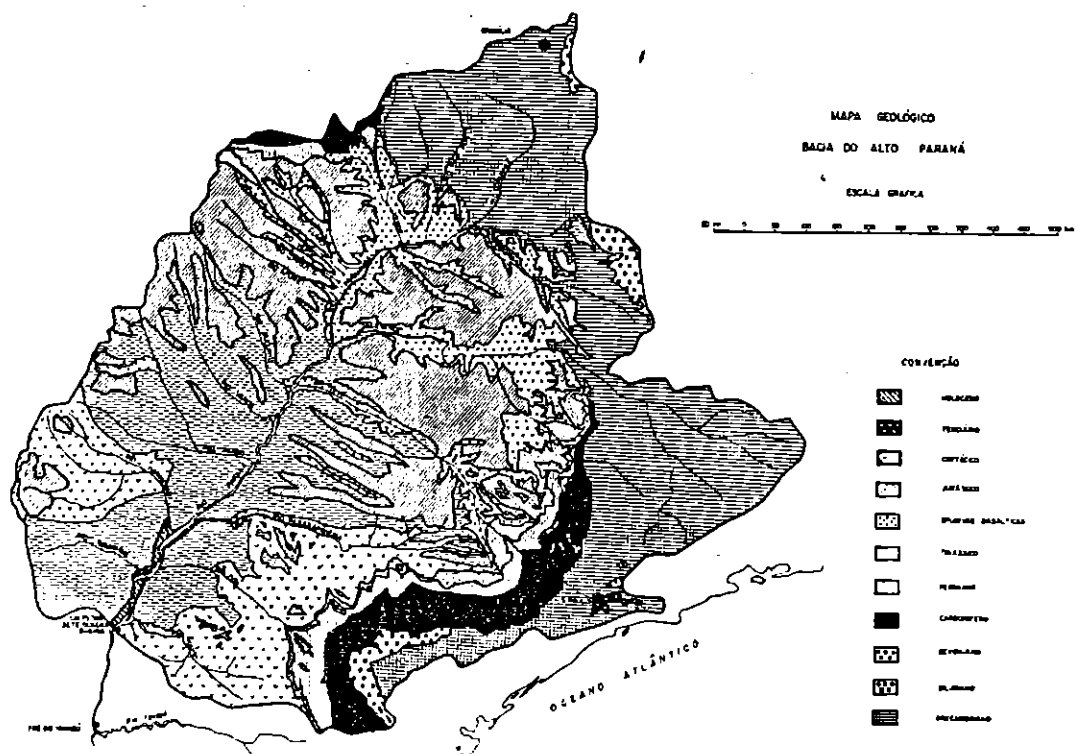


Fig. 2. Mapa geológico da Bacia do Alto Paraná (CIBPU, 1966)

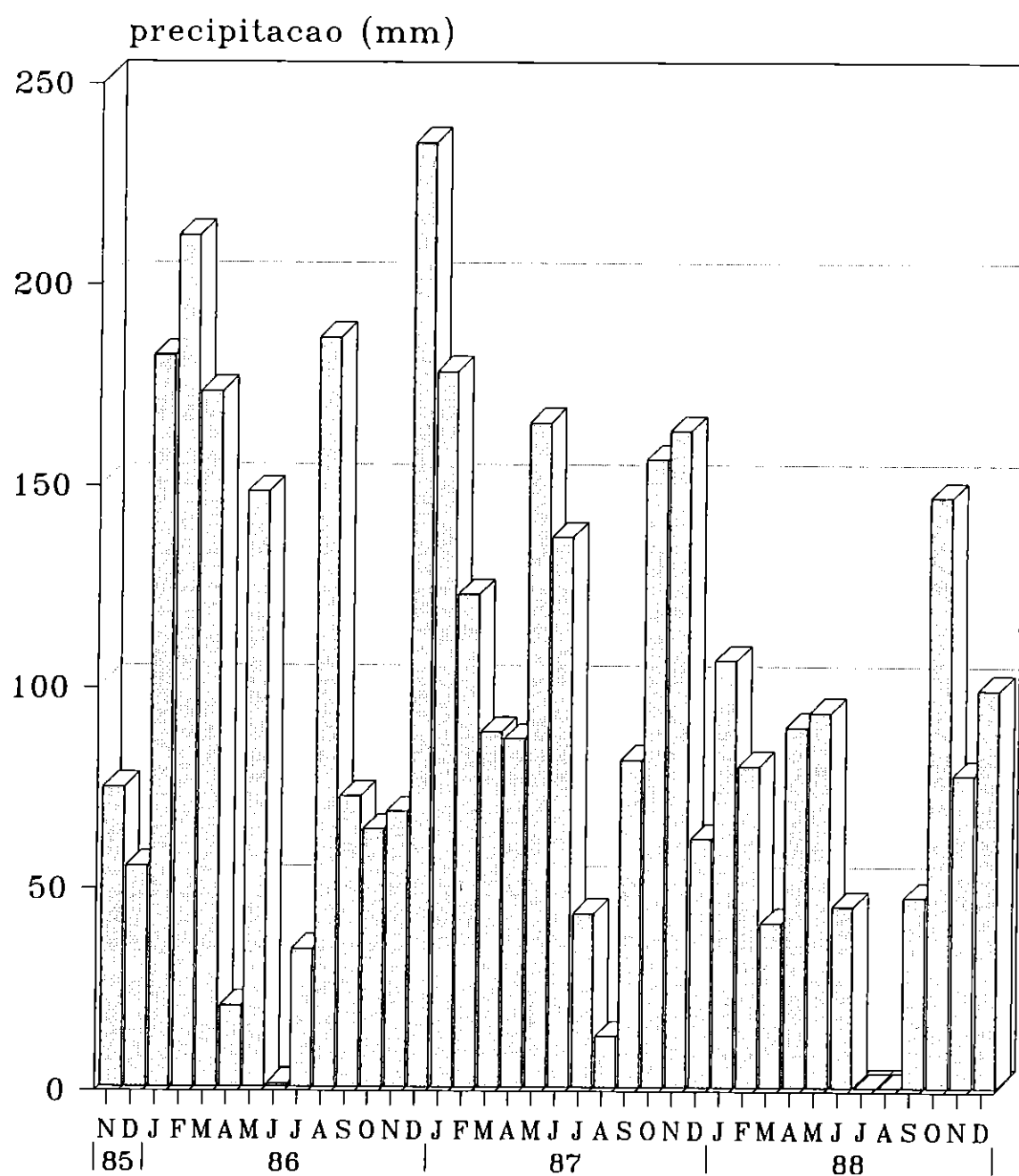


Fig. 3. Precipitação pluviométrica acumulada mensal (mm) (Estação Hidrometeorológica de Porto Primavera)

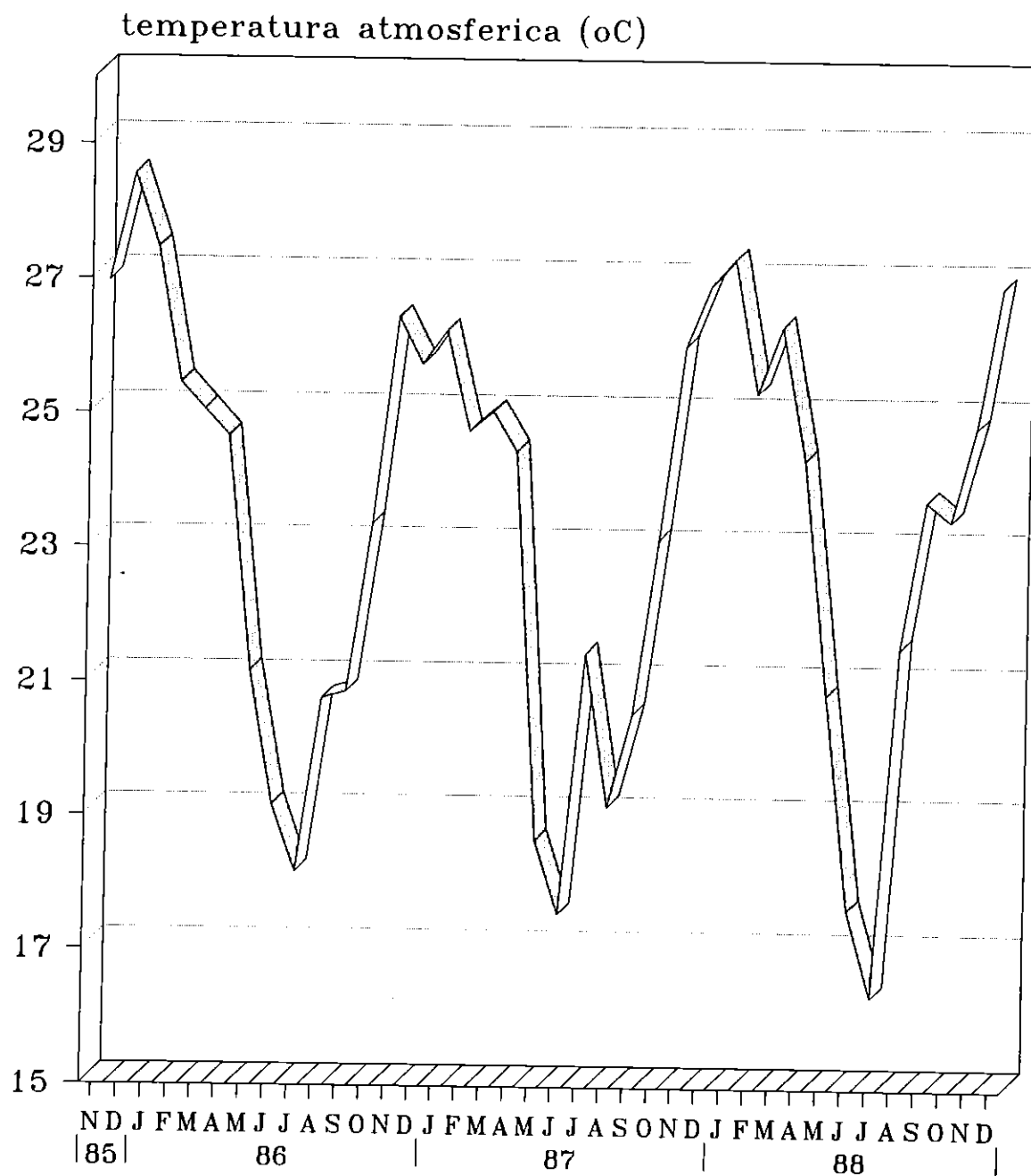


Fig. 4. Valores médios mensais da temperatura atmosférica ($^{\circ}\text{C}$) (Estação Hidro-meteorológica de Porto Primavera)

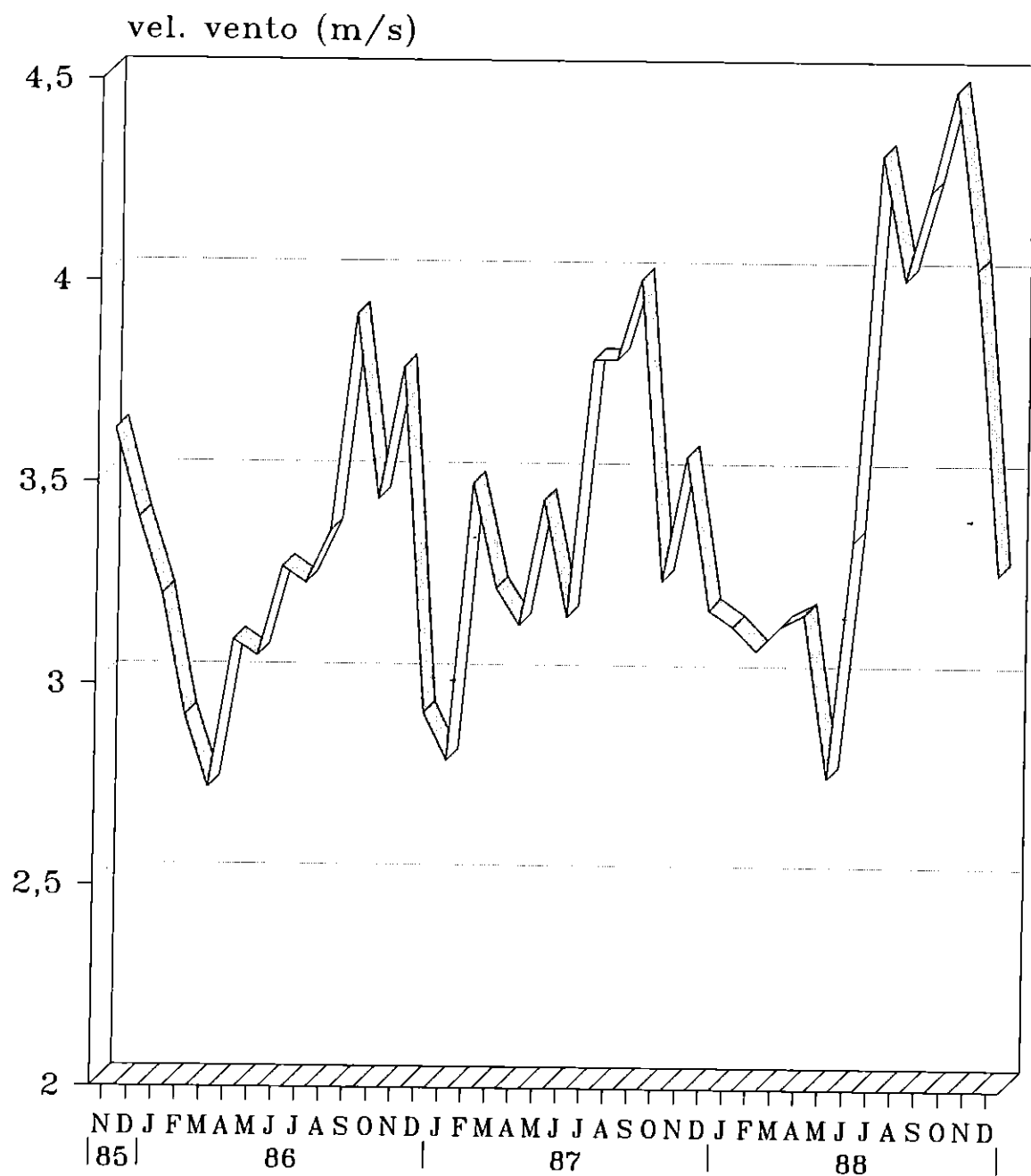


Fig. 5. Valores médios mensais da velocidade do vento (m.s^{-1}) (Estação Meteorológica de Rosana)

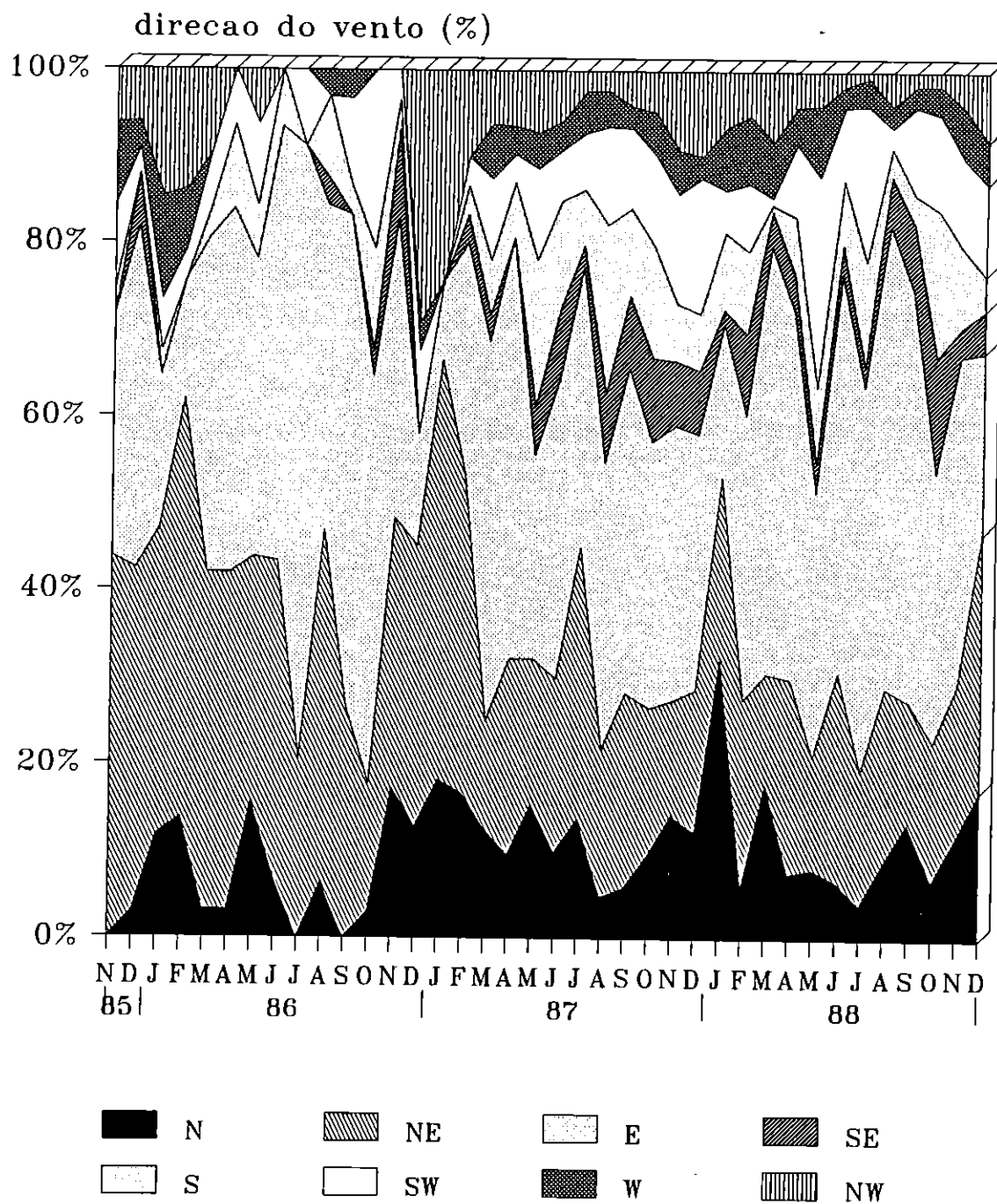


Fig. 6. Frequências médias mensais da direção do vento (%) (Estação Meteorológica de Rosana)

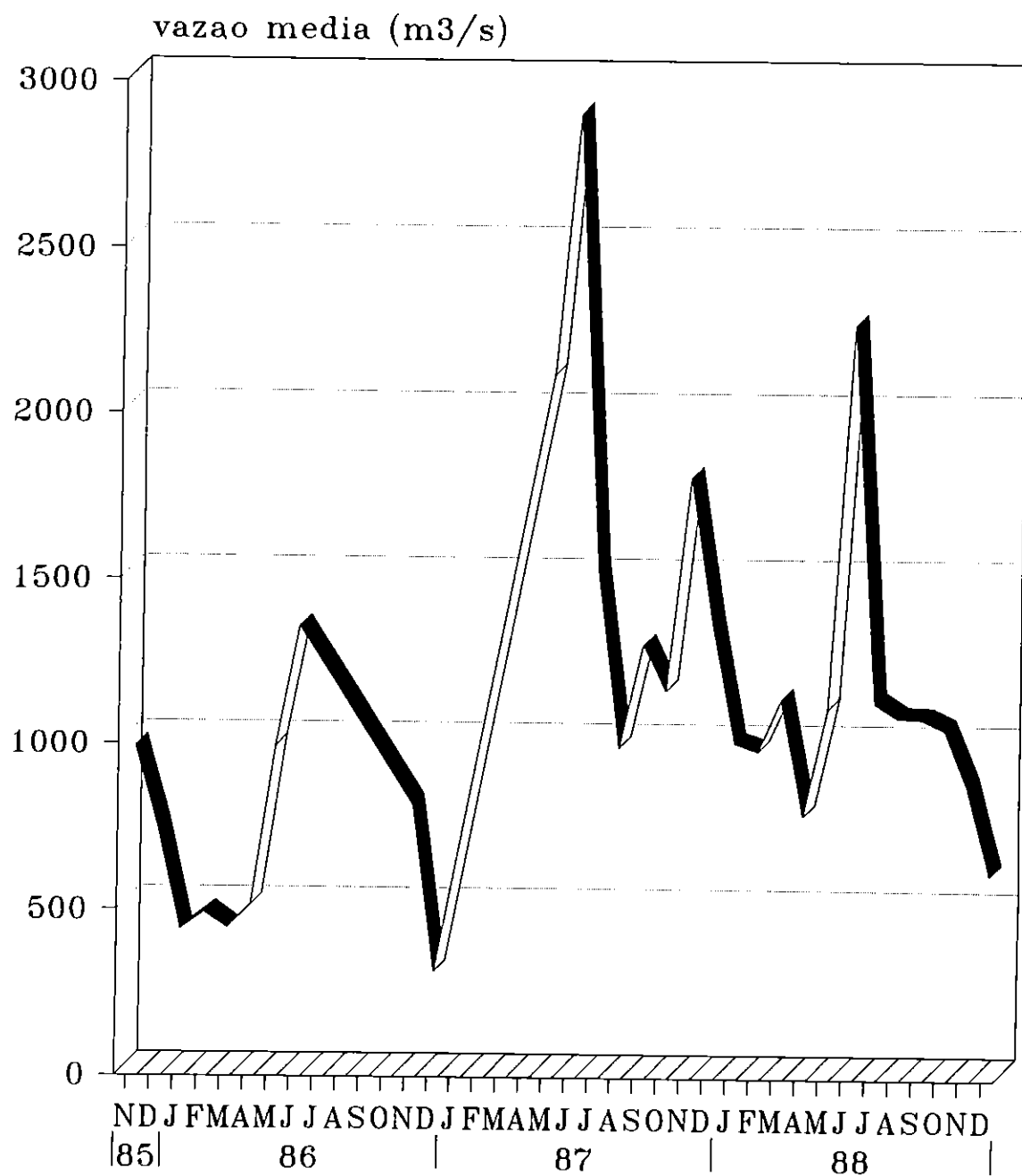
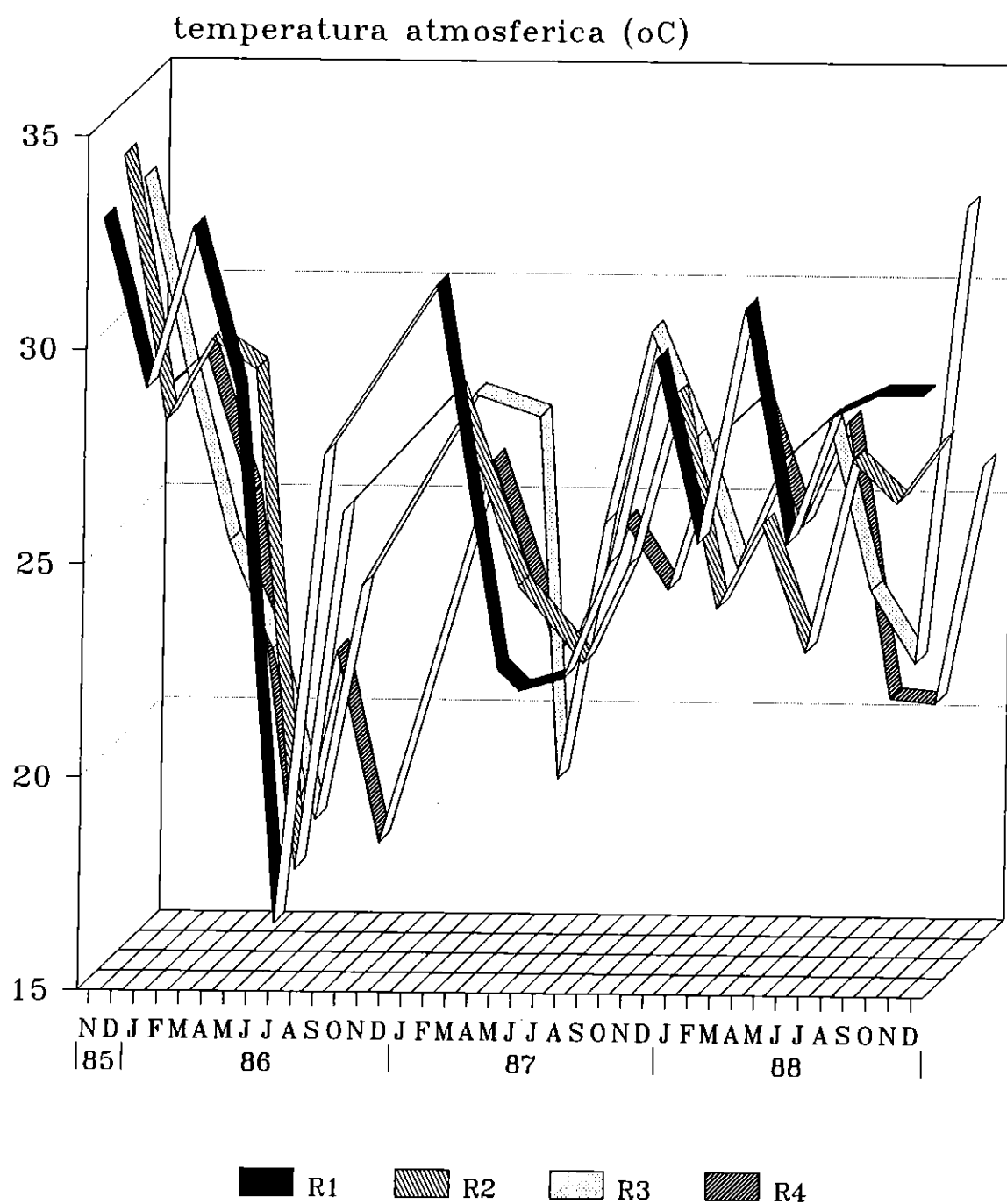


Fig. 7. Valores médios mensais da vazão defluente da UHE de Rosana ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) (Estação Hidrometeorológica de Porto Primavera)



(obtida em campo)

Fig. 9. Valores de temperatura atmosférica ($^{\circ}\text{C}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

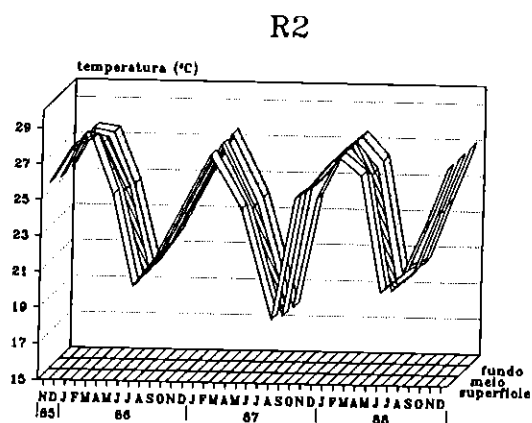
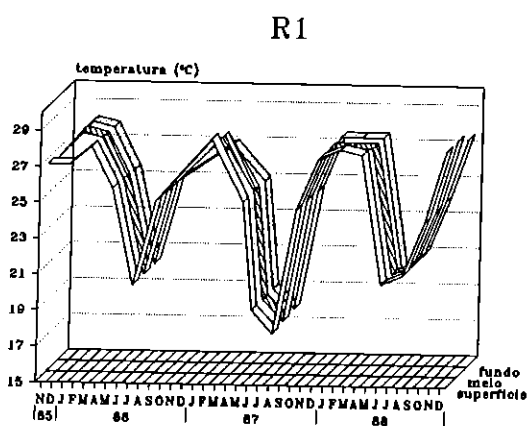
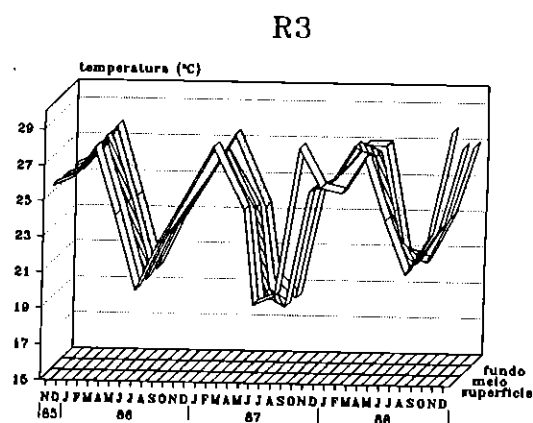
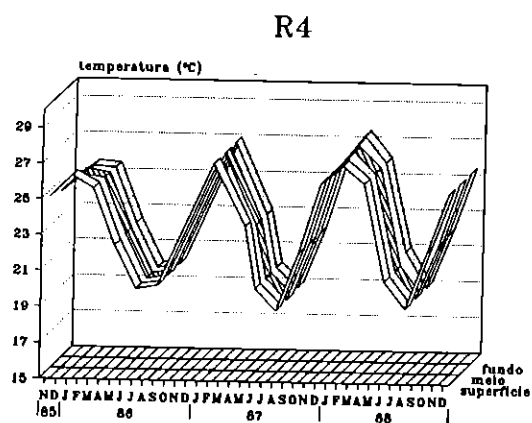


Fig. 10. Valores de temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

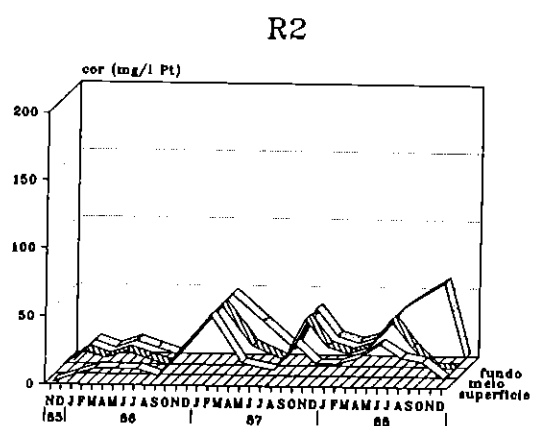
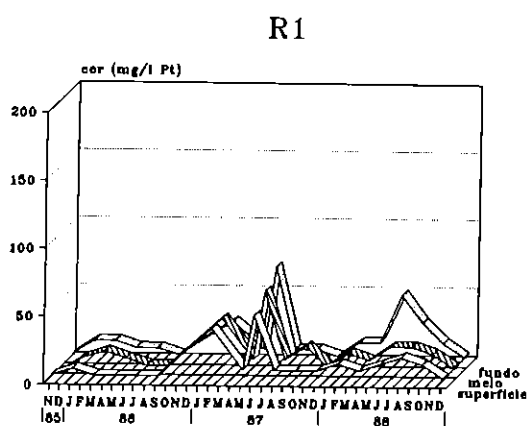
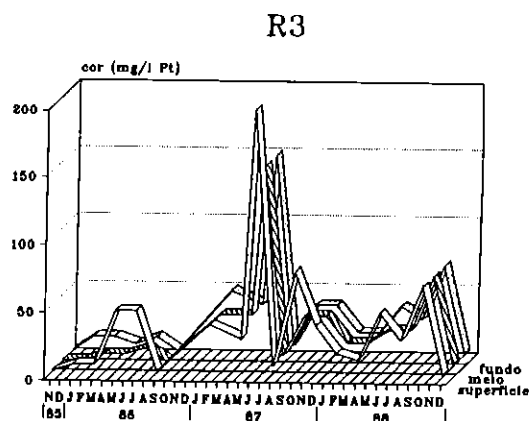
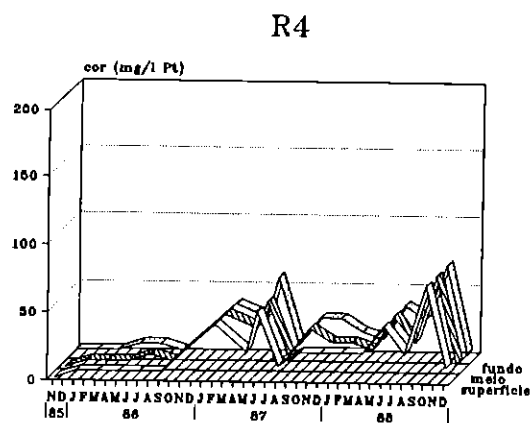


Fig. 11. Valores de cor da água ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1} \text{ Pt}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

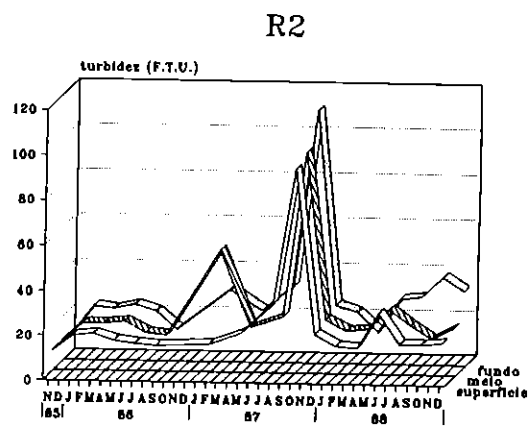
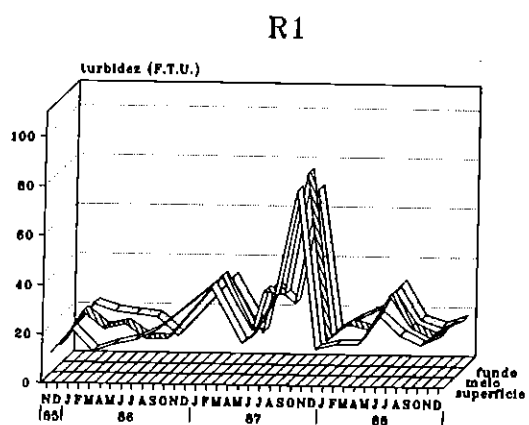
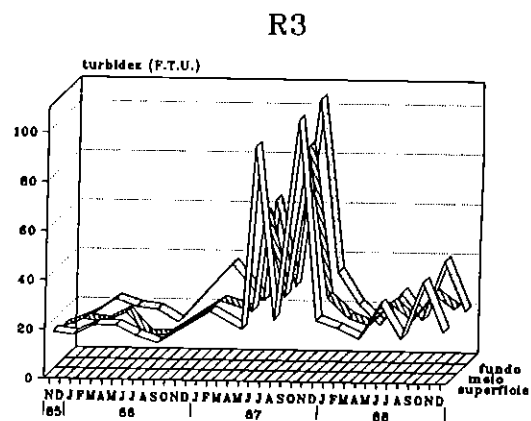
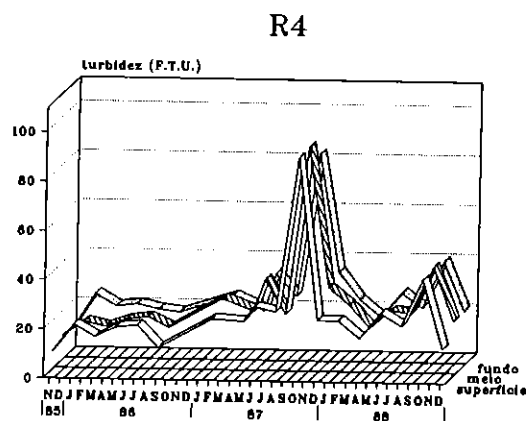


Fig. 12. Valores de turbidez (F.T.U.) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

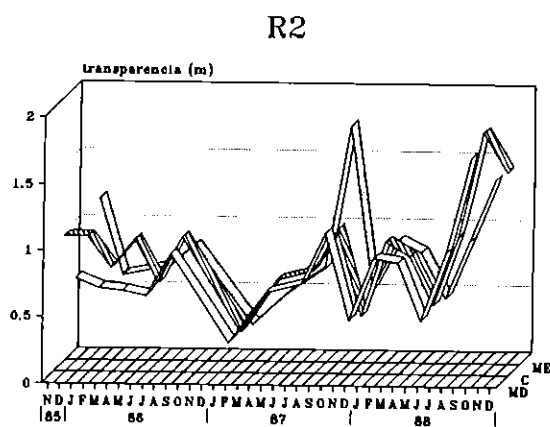
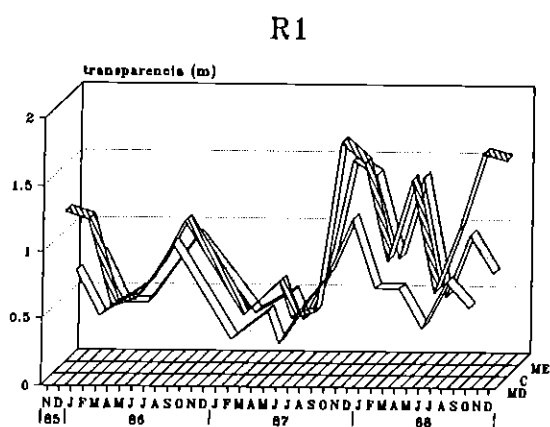
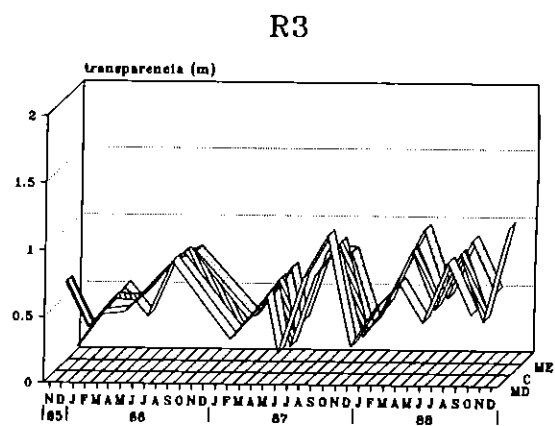
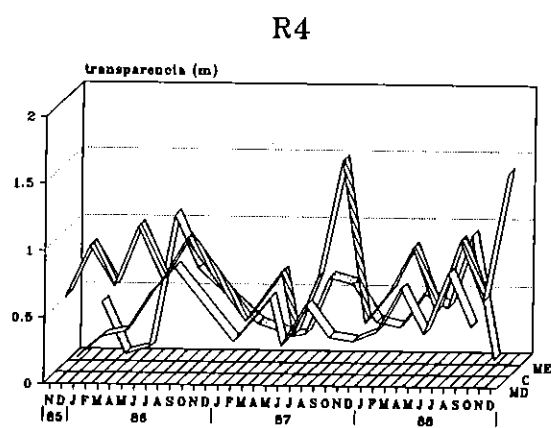


Fig. 13. Valores de transparência (m) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

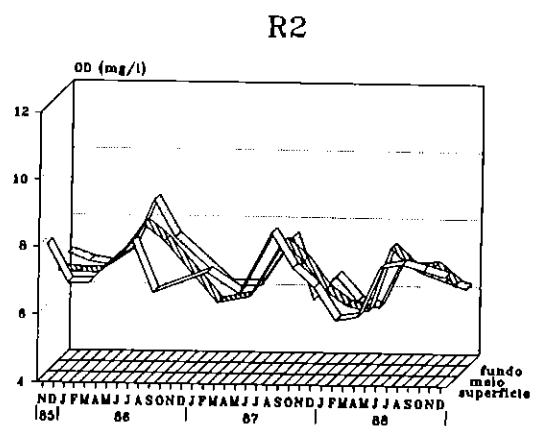
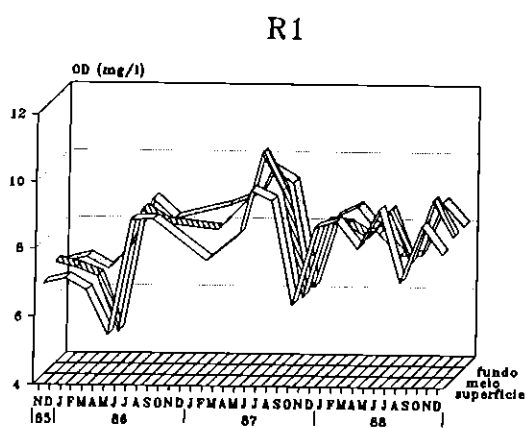
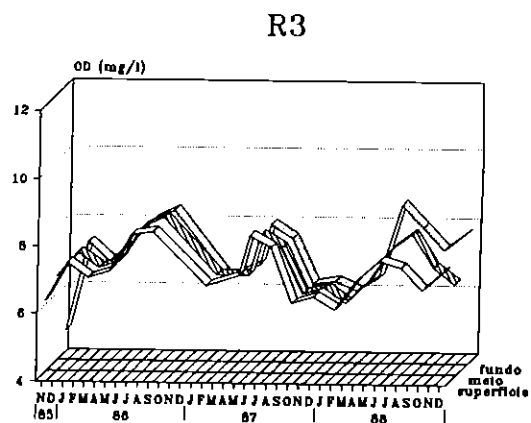
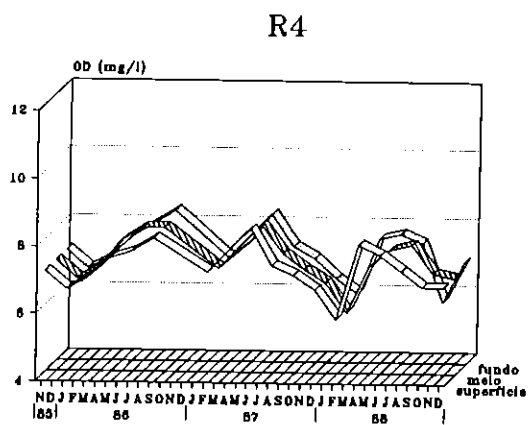


Fig. 14. Valores de oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

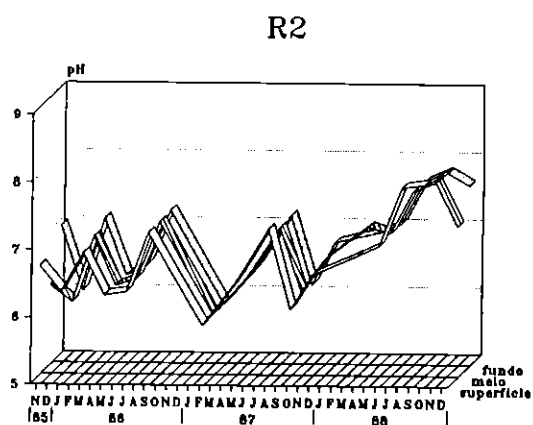
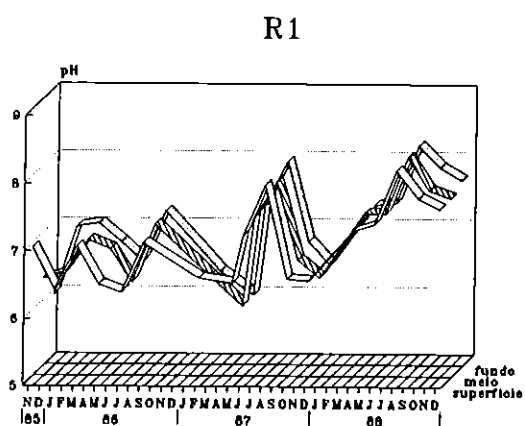
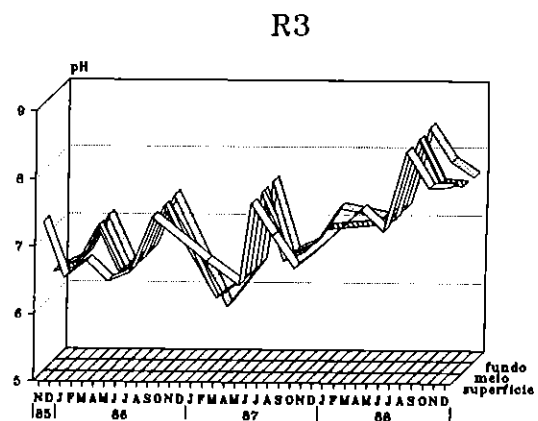
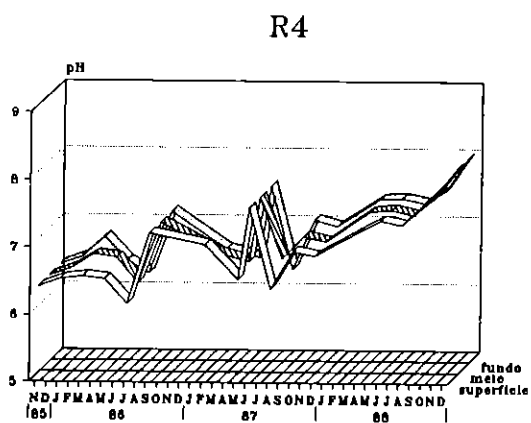


Fig. 15. Valores de pH na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

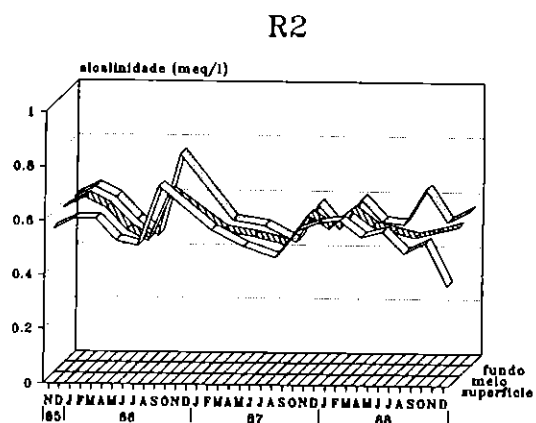
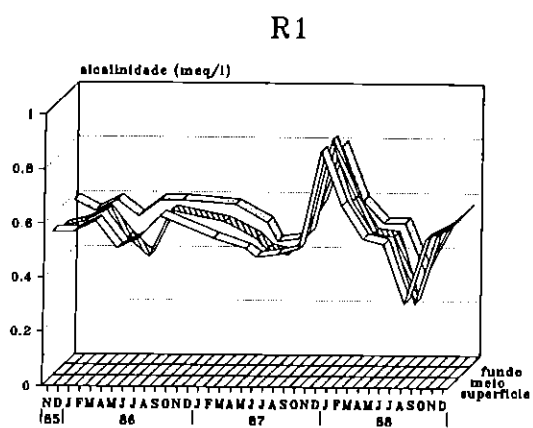
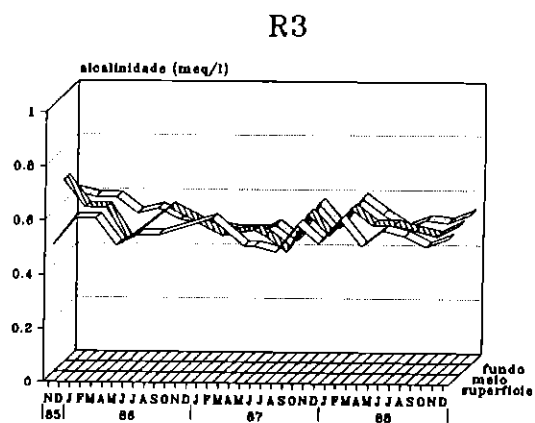
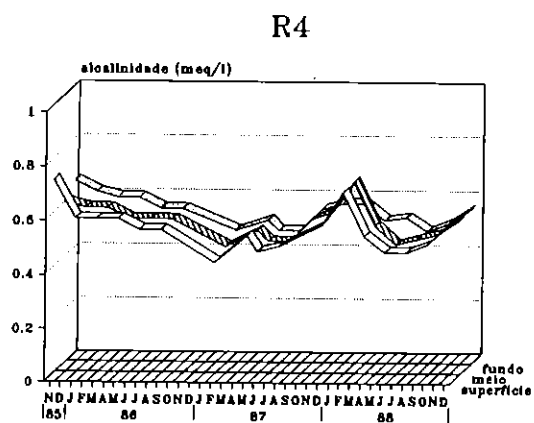


Fig. 16. Valores de alcalinidade (meq.l^{-1}) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

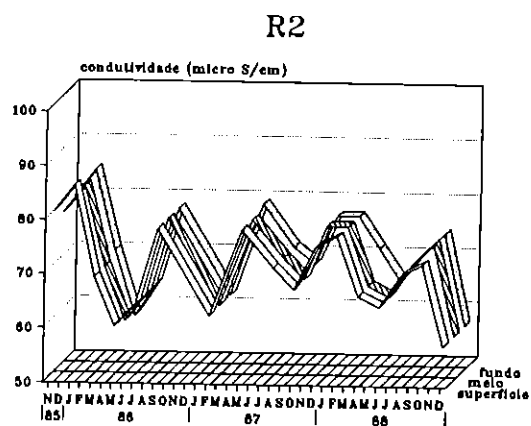
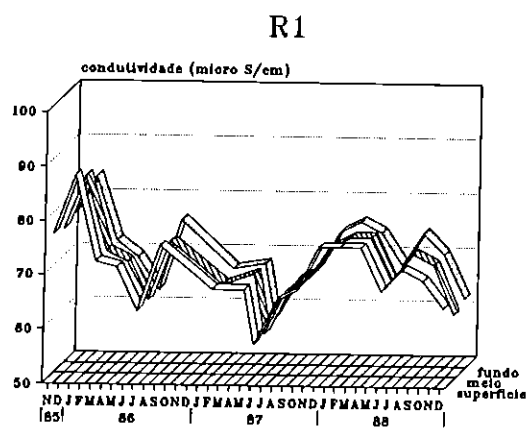
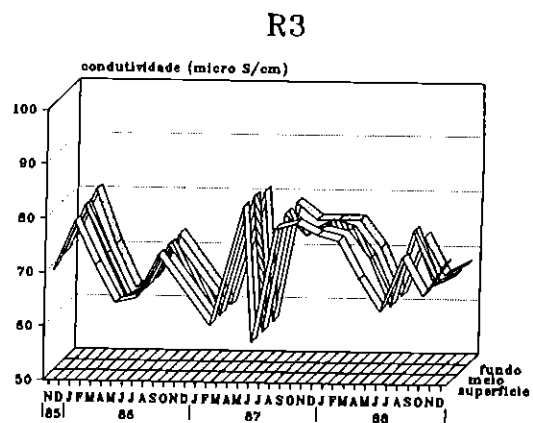
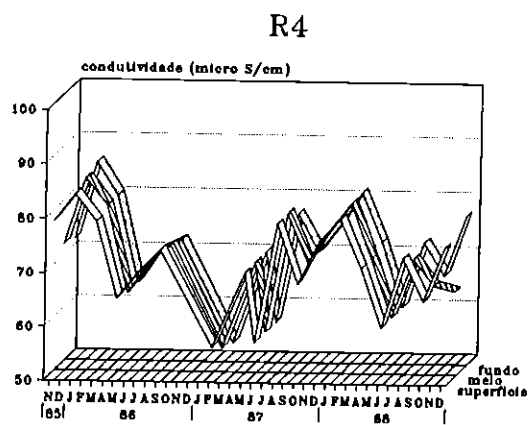


Fig. 17. Valores de condutividade elétrica ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

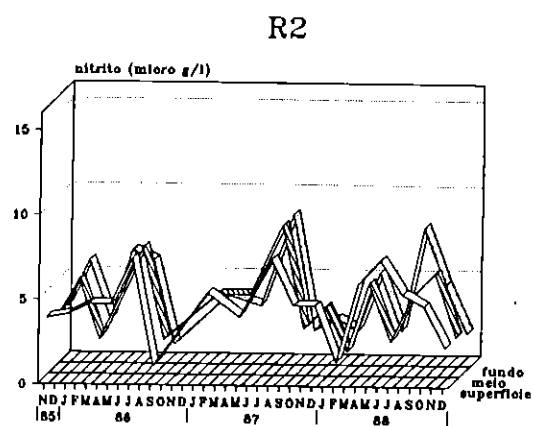
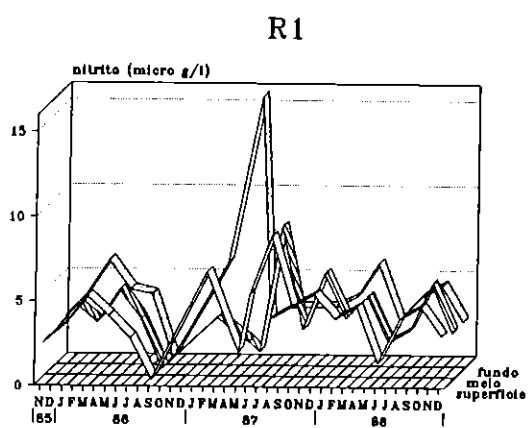
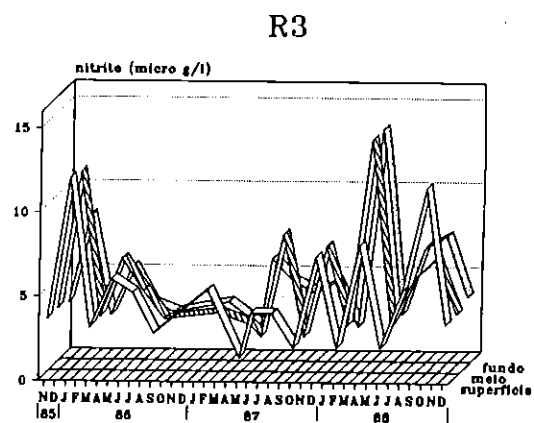
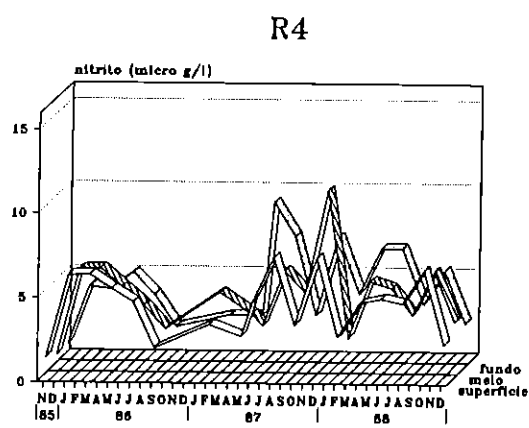


Fig. 18. Valores de nitrito ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

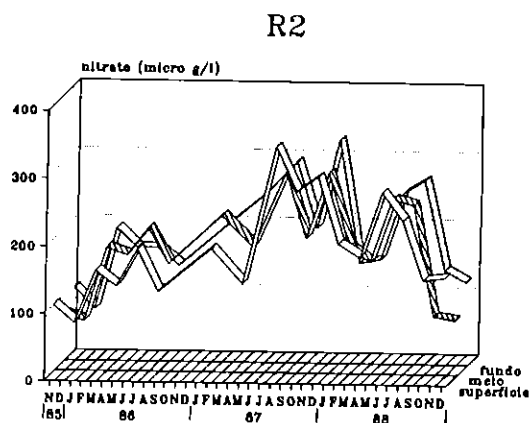
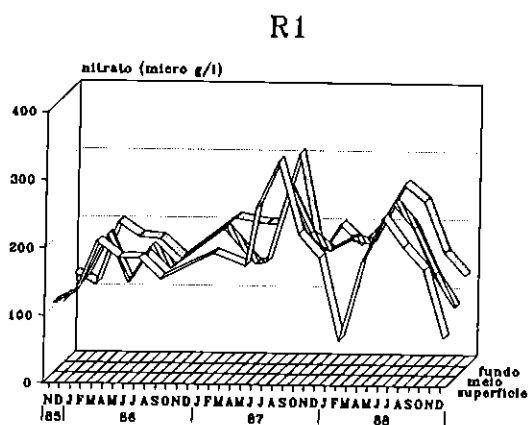
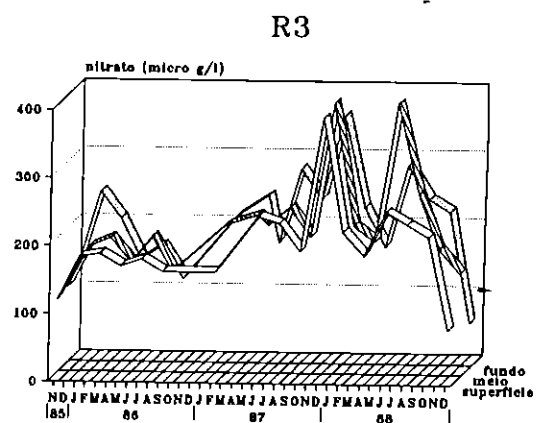
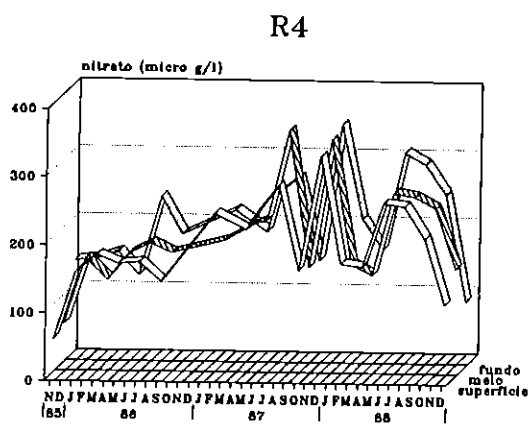


Fig. 19. Valores de nitrato ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

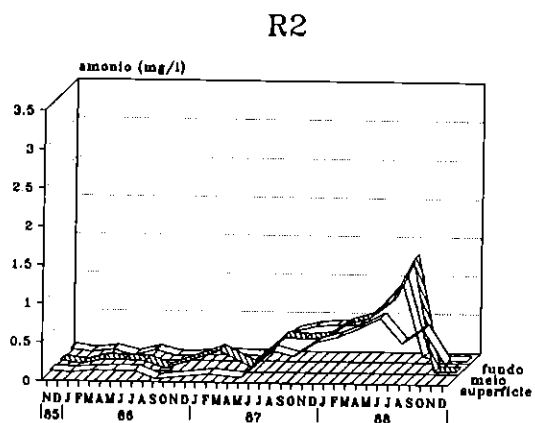
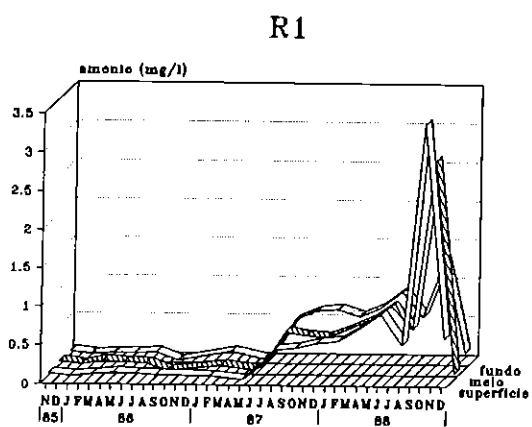
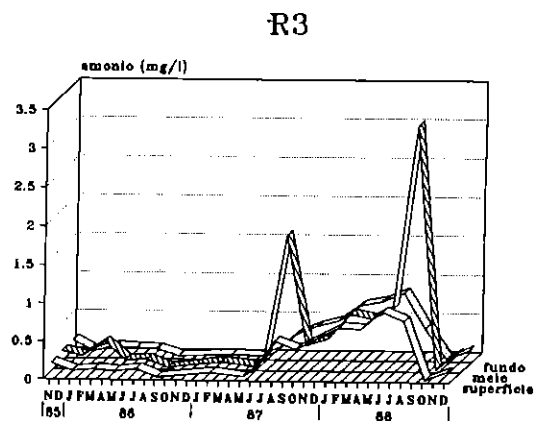
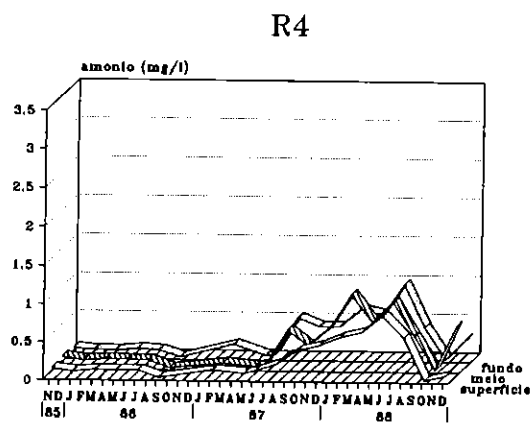


Fig. 20. Valores de amônio (mg.l^{-1}) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

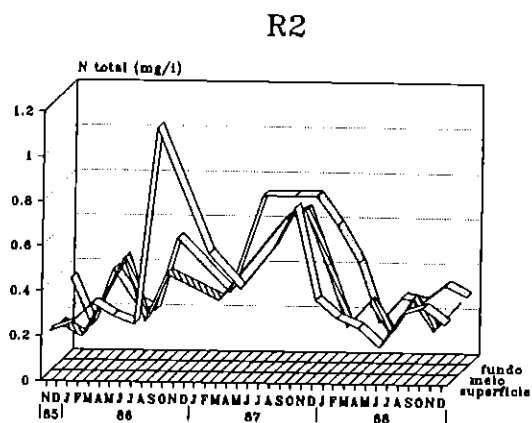
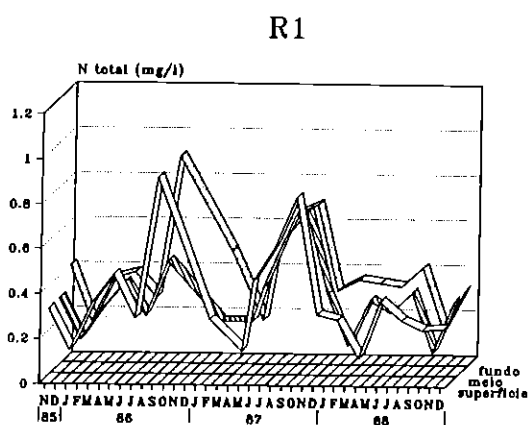
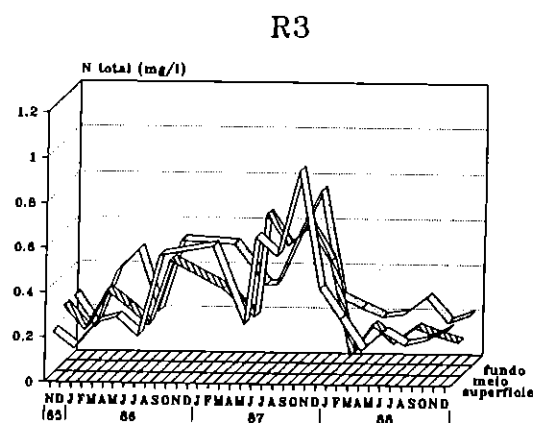
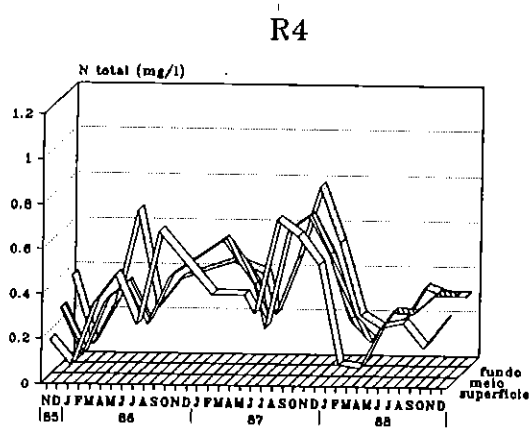


Fig. 21. Valores de nitrogênio total (mg.l^{-1}) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

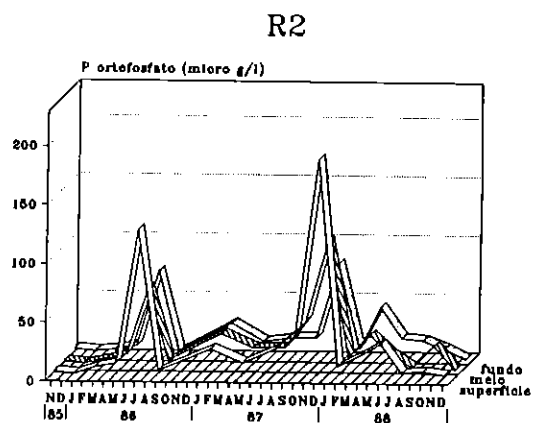
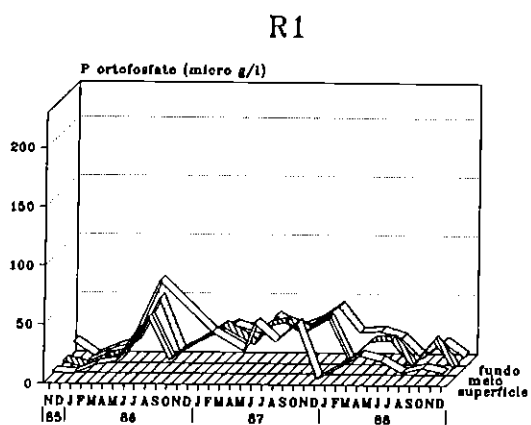
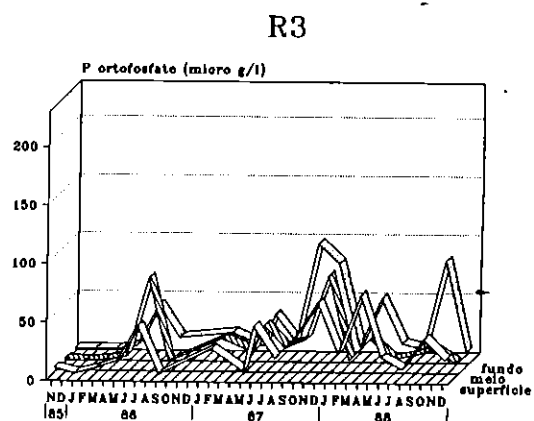
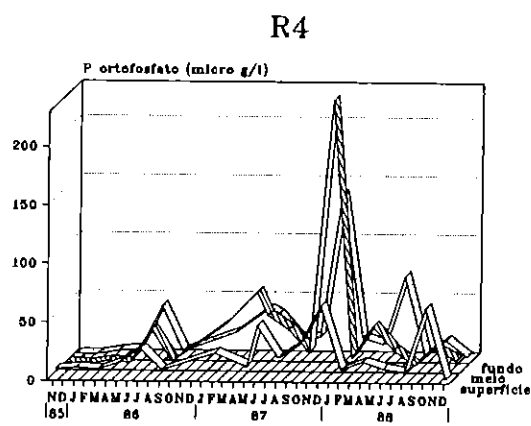


Fig. 22. Valores de ortofosfato (μl^{-1}) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

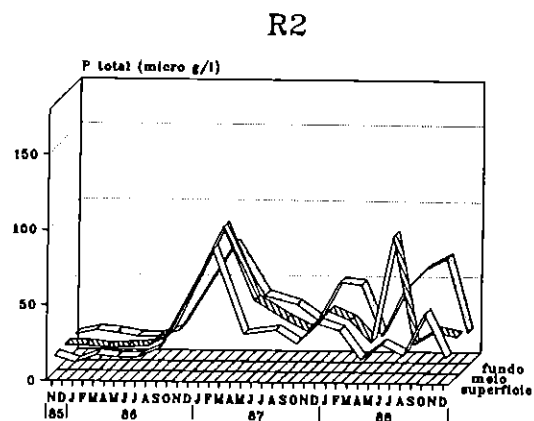
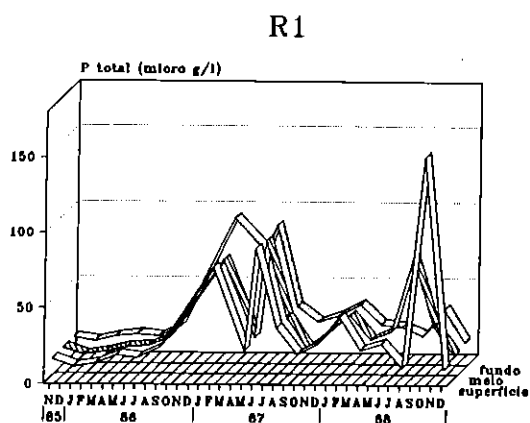
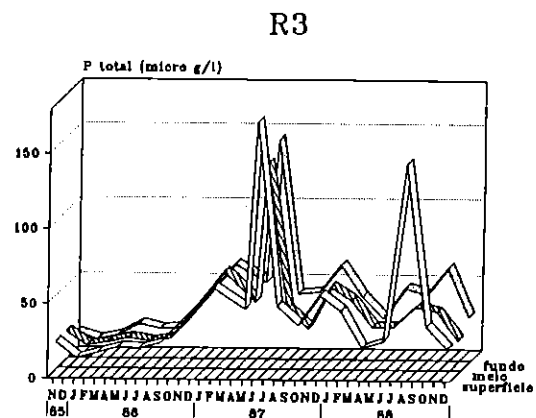
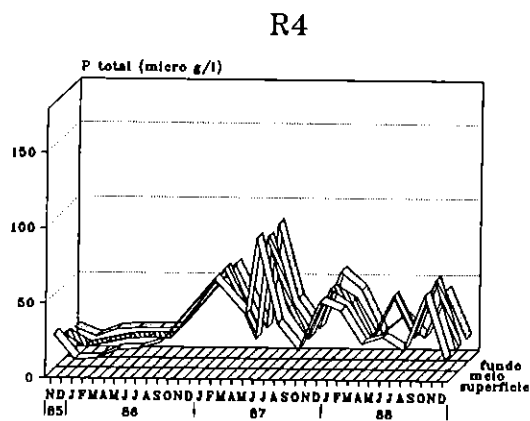


Fig. 23. Valores de fósforo total ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

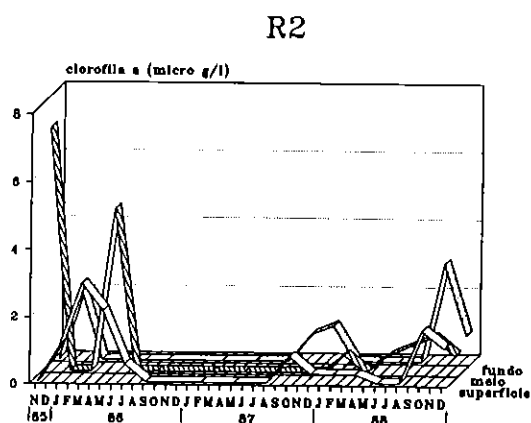
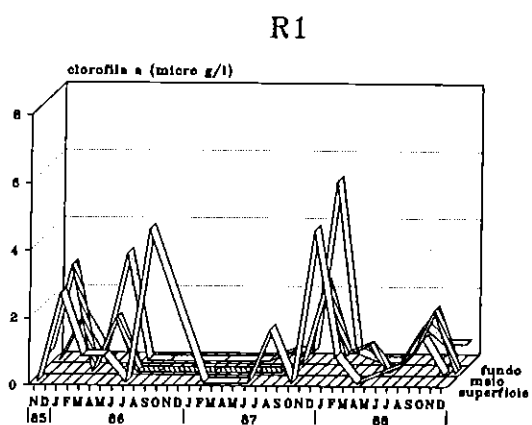
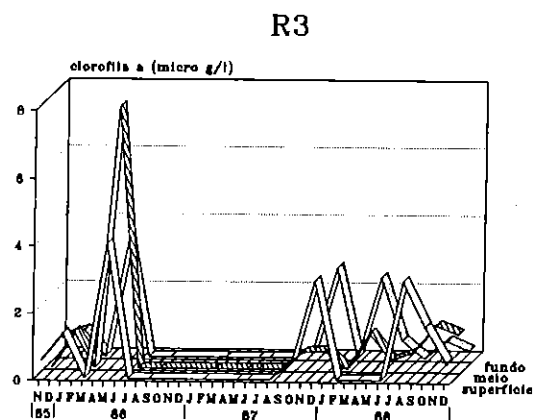
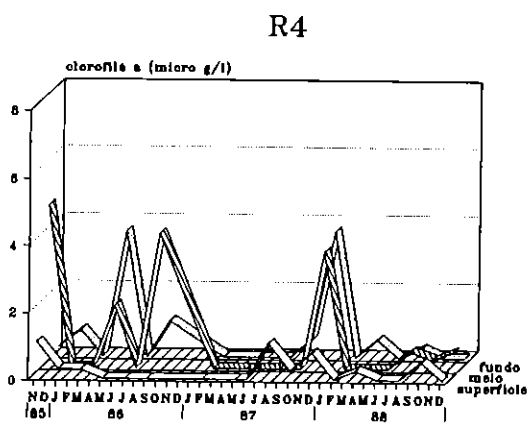


Fig. 24. Valores de clorofila a ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

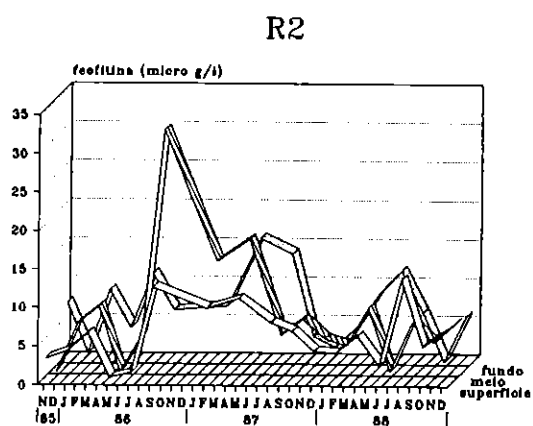
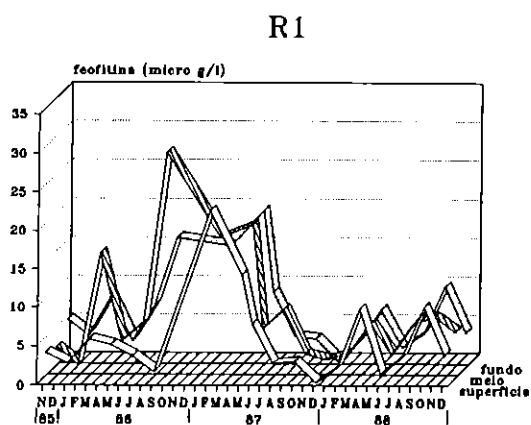
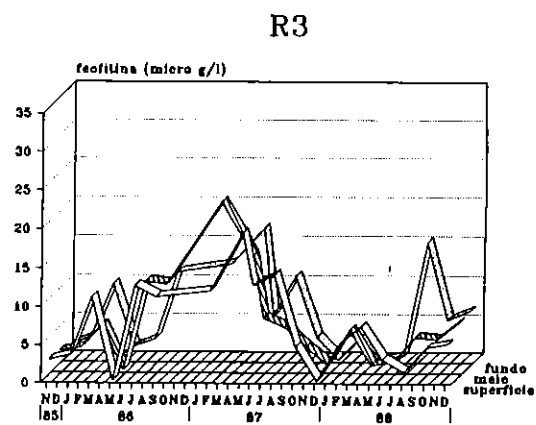
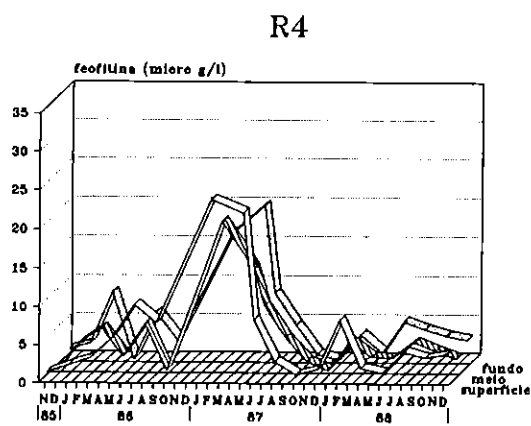


Fig. 25. Valores de feofitina ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

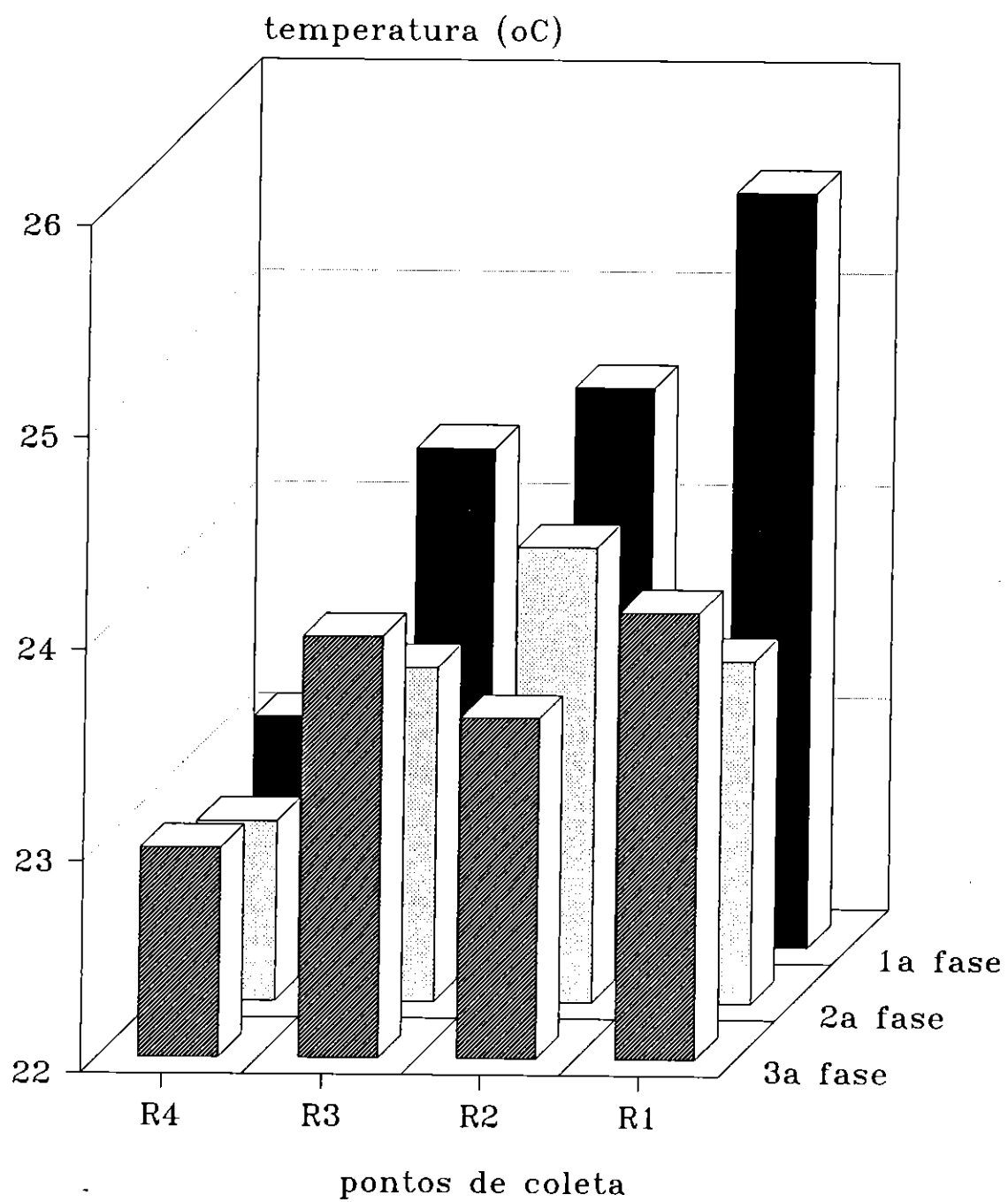


Fig. 26. Valores médios anuais da temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

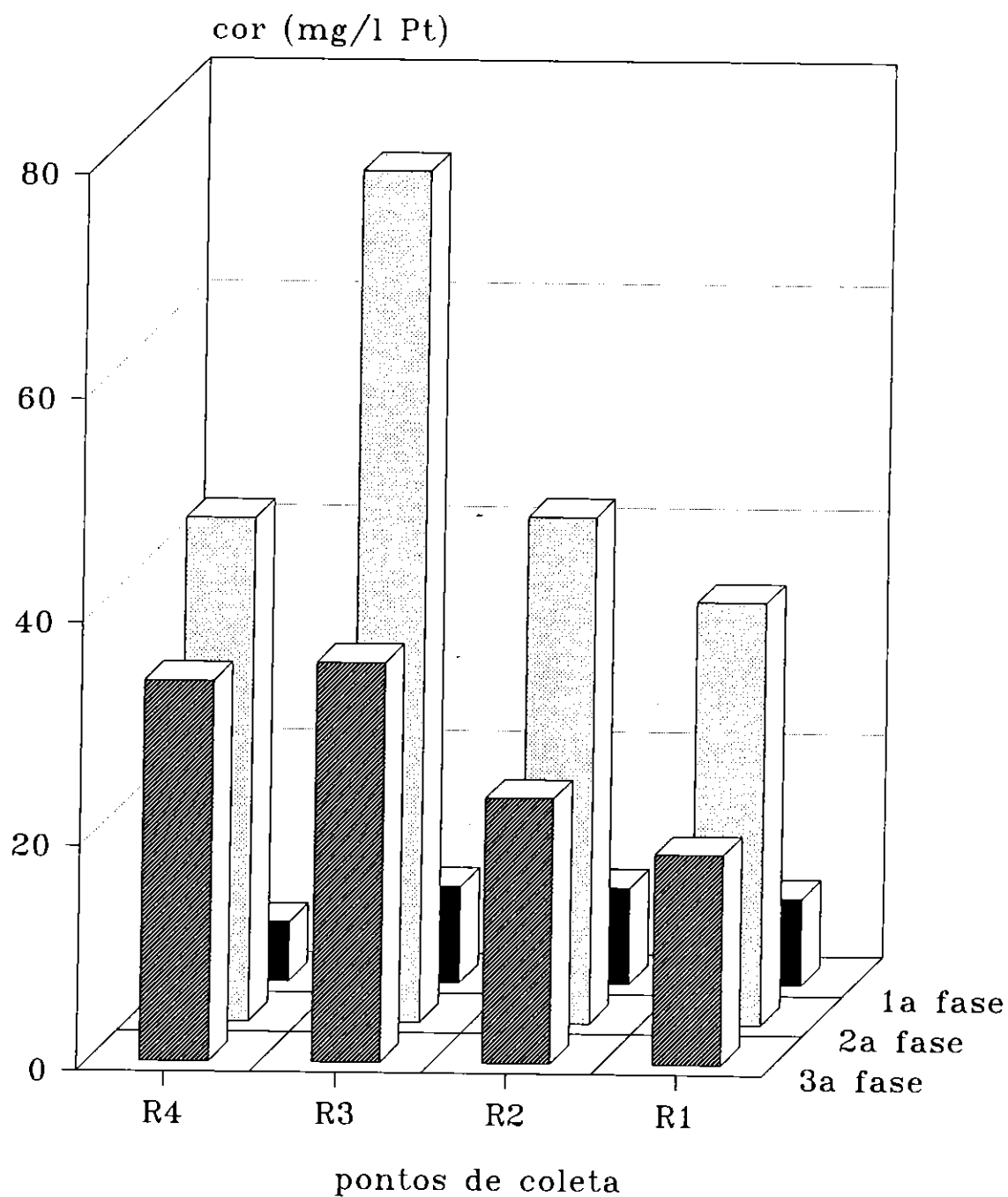


Fig. 27. Valores médios anuais da cor da água (mg.l^{-1} Pt) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

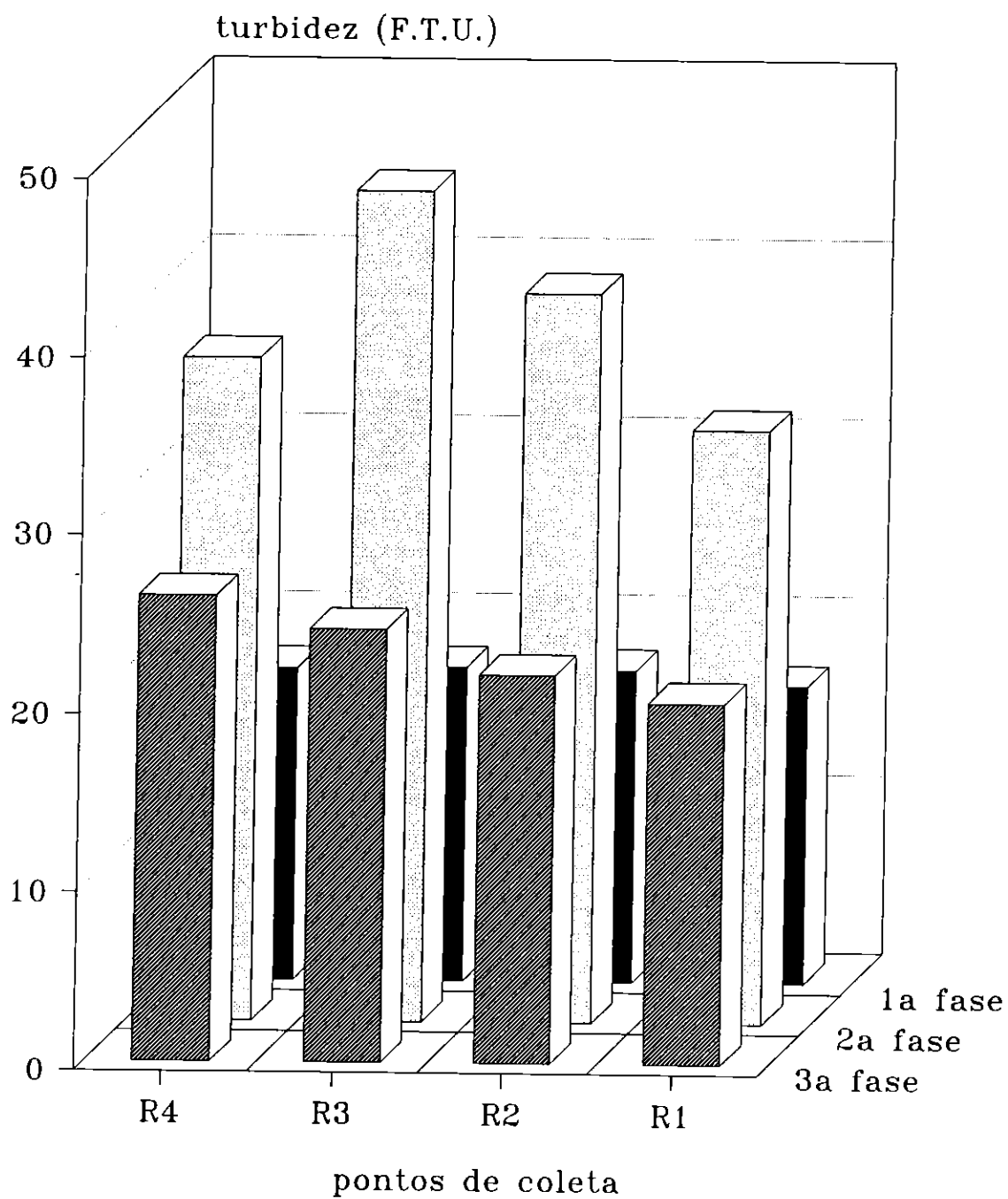


Fig. 28. Valores médios anuais da turbidez (F.T.U.) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

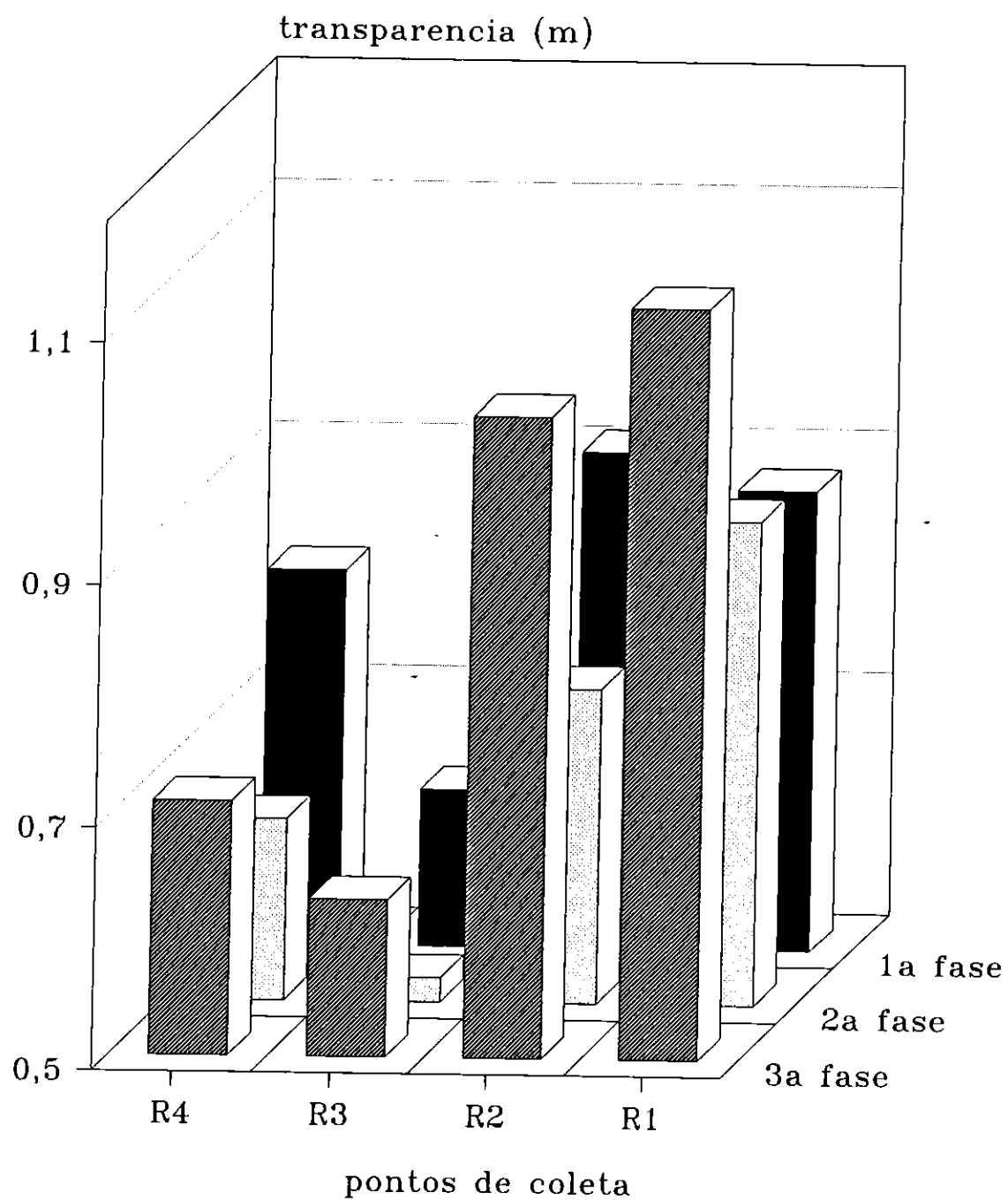


Fig. 29. Valores médios anuais da transparência (m) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

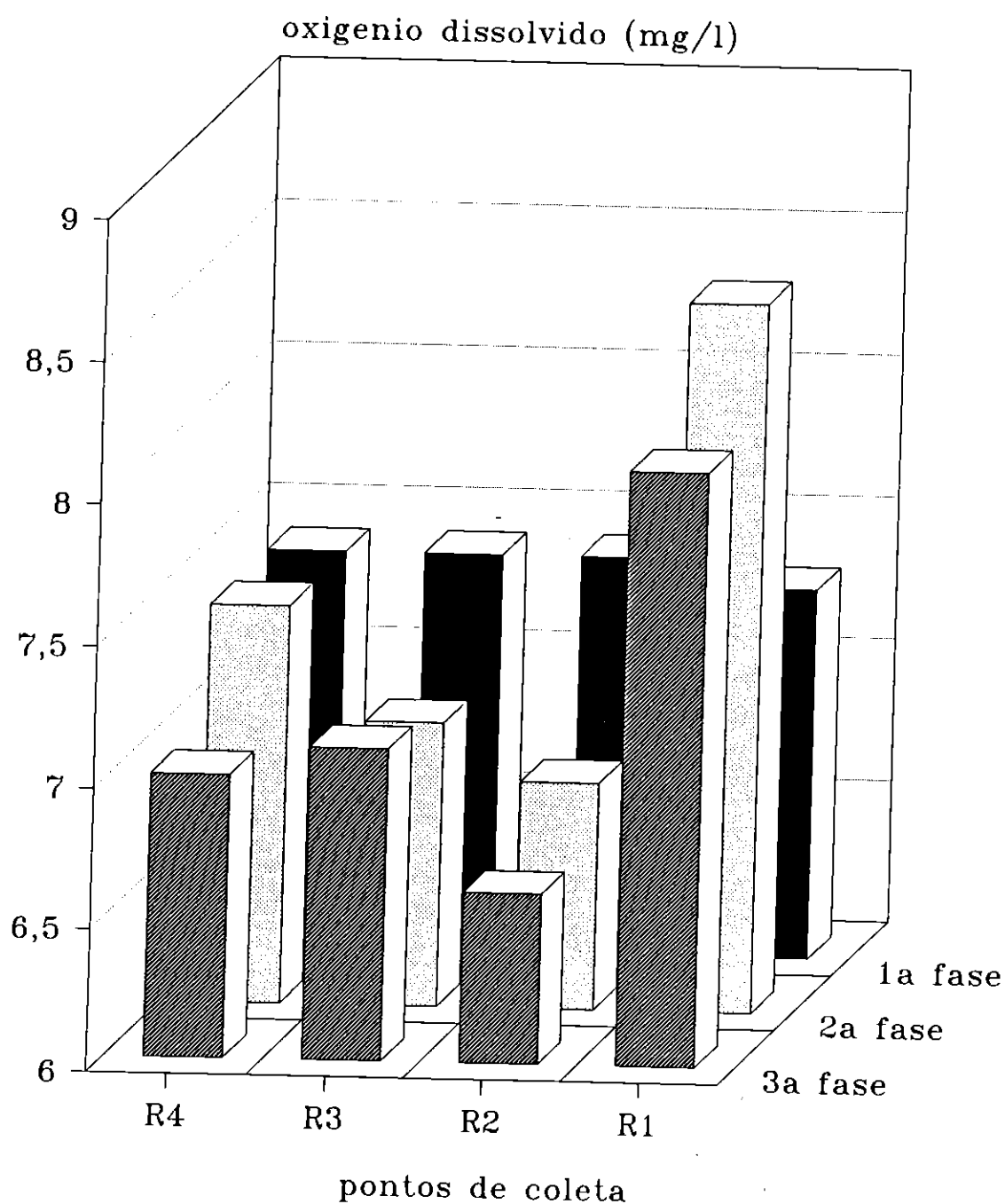


Fig. 30. Valores médios anuais do oxigênio dissolvido (mg.l^{-1}) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

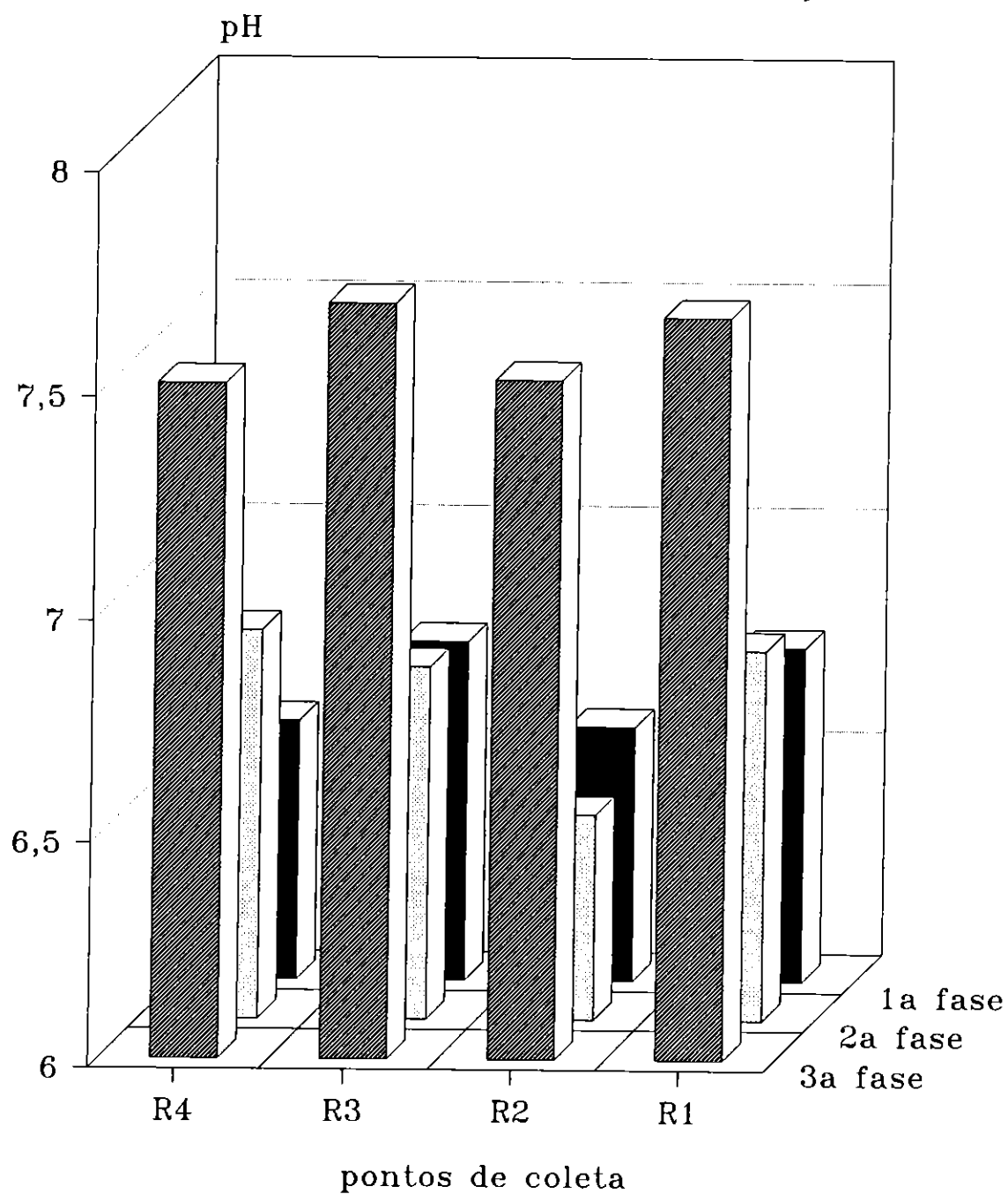


Fig. 31. Valores médios anuais do pH na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

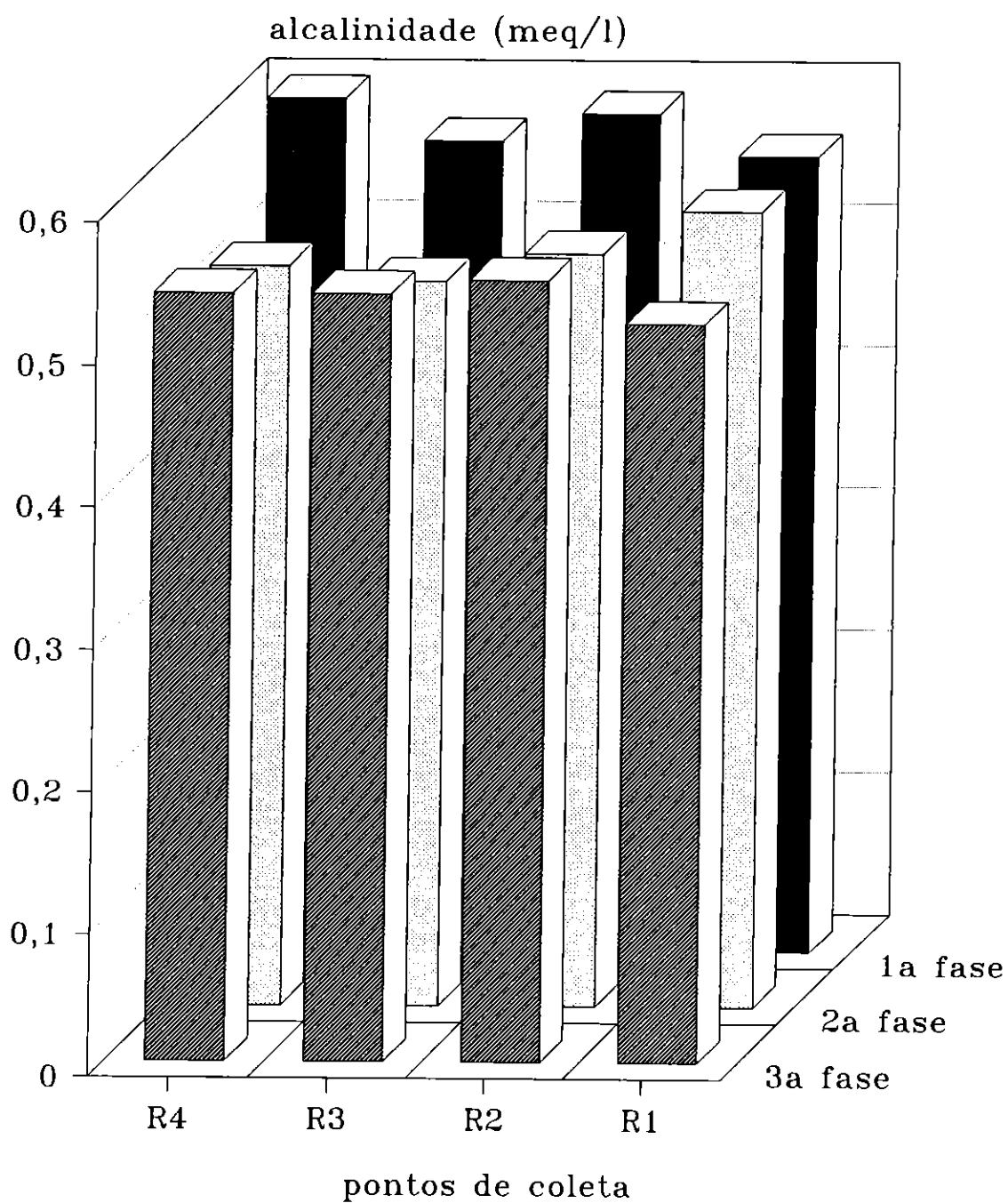


Fig. 32. Valores médios anuais da alcalinidade (meq.l^{-1}) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

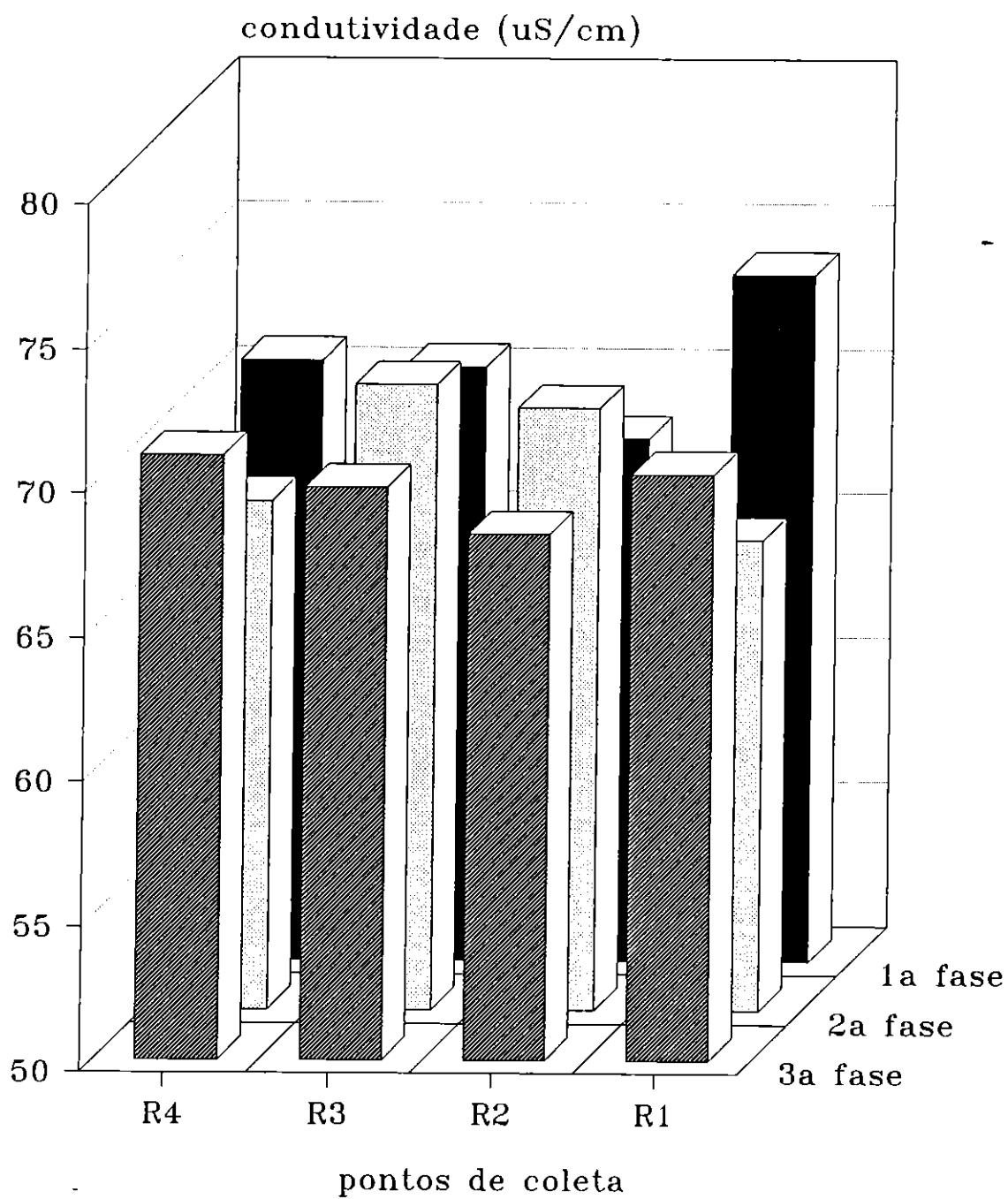


Fig. 33. Valores médios anuais da condutividade elétrica ($\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

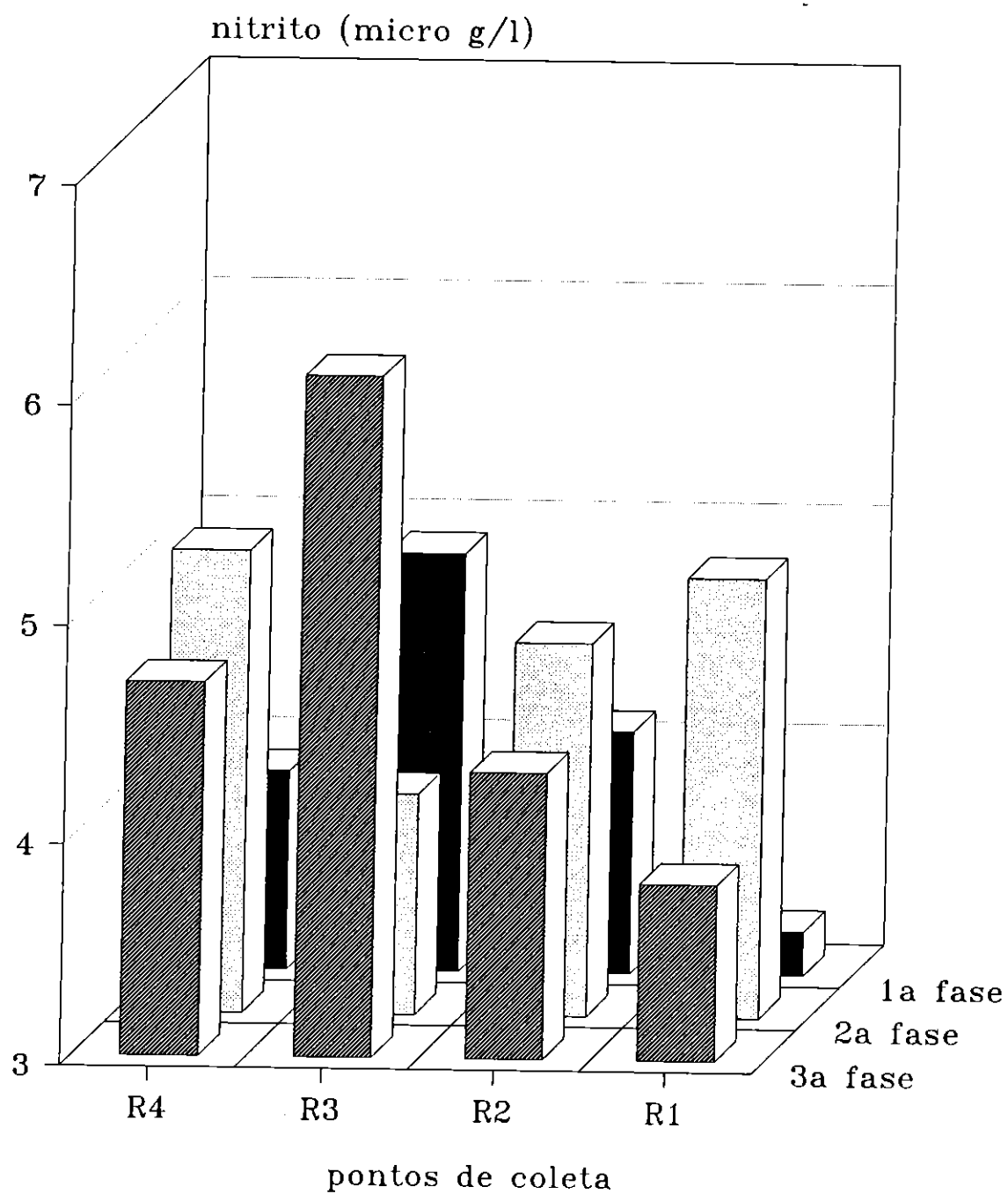


Fig. 34. Valores médios anuais do nitrito ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

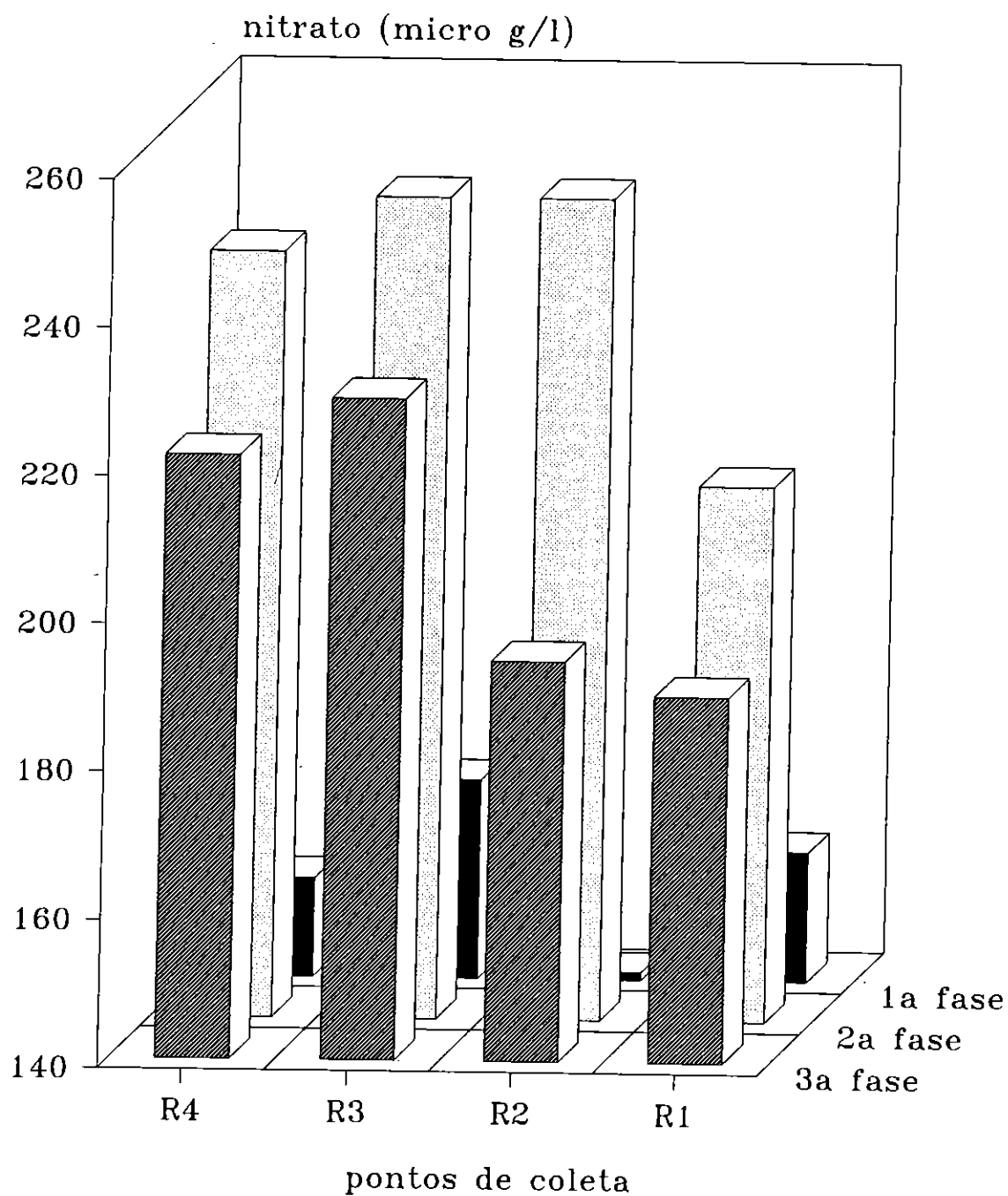


Fig. 35. Valores médios anuais do nitrato ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

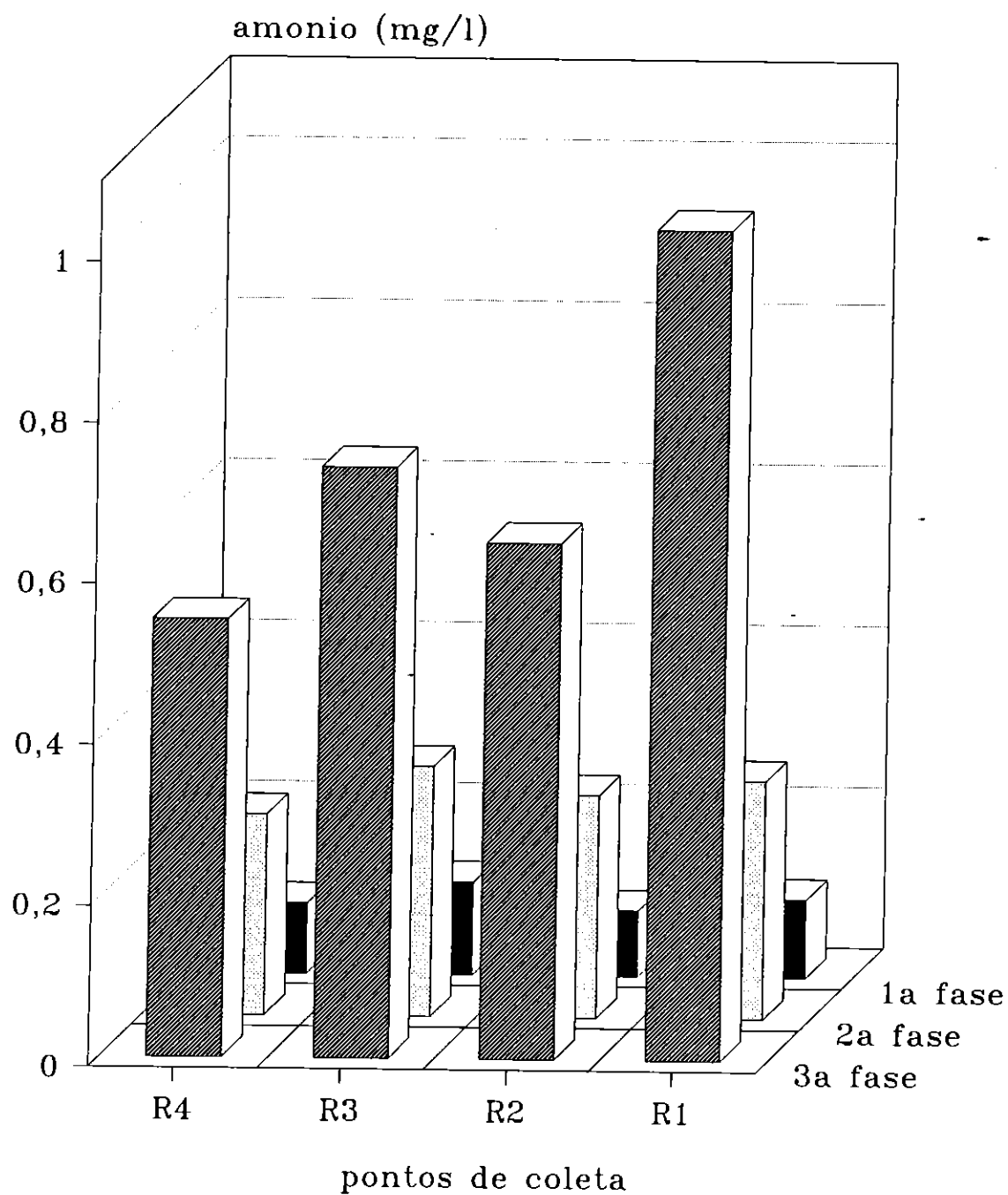


Fig. 36. Valores médios mensais do amônio (mg.l^{-1}) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

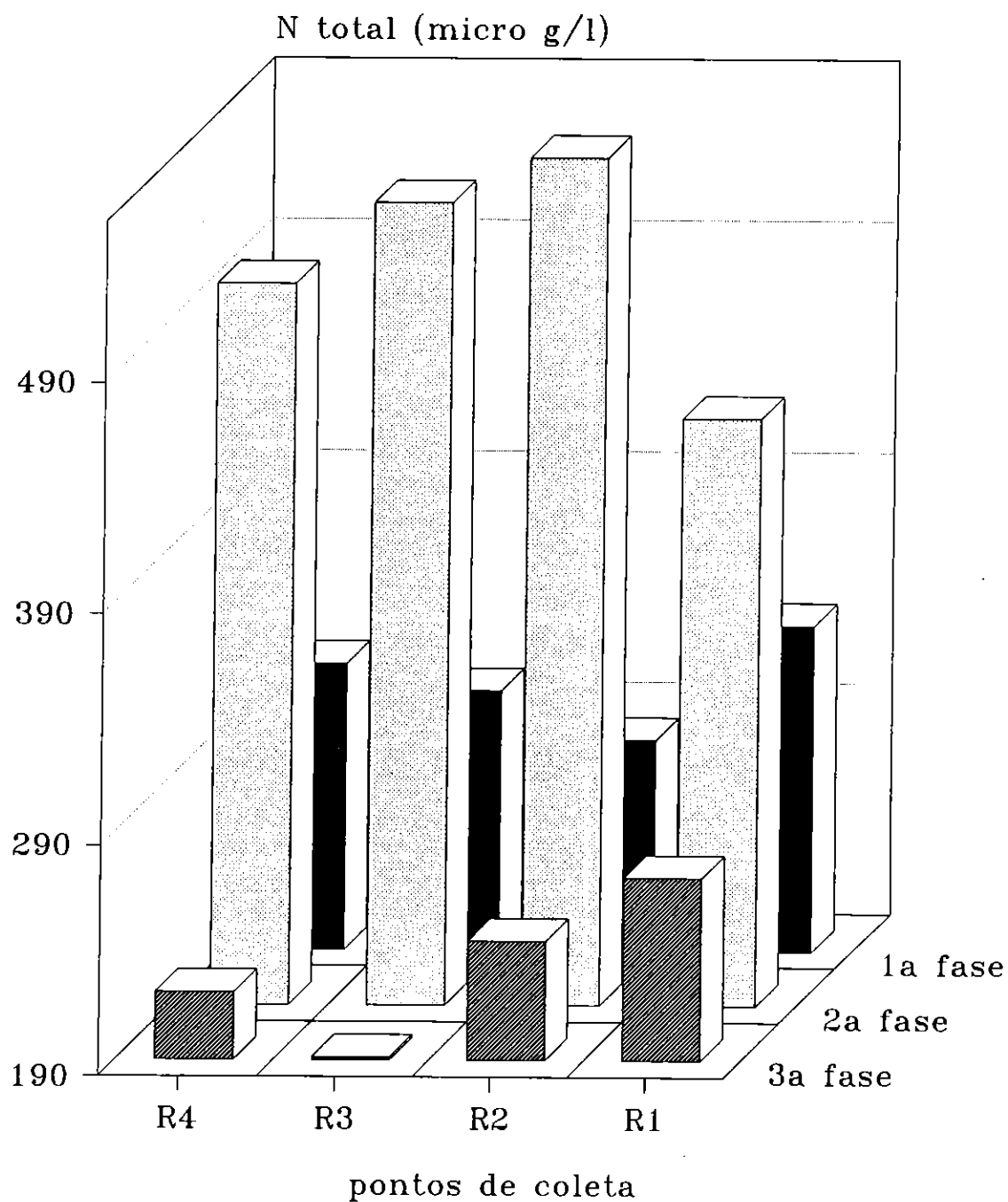


Fig. 37. Valores médios anuais do nitrogênio total (mg.l^{-1}) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

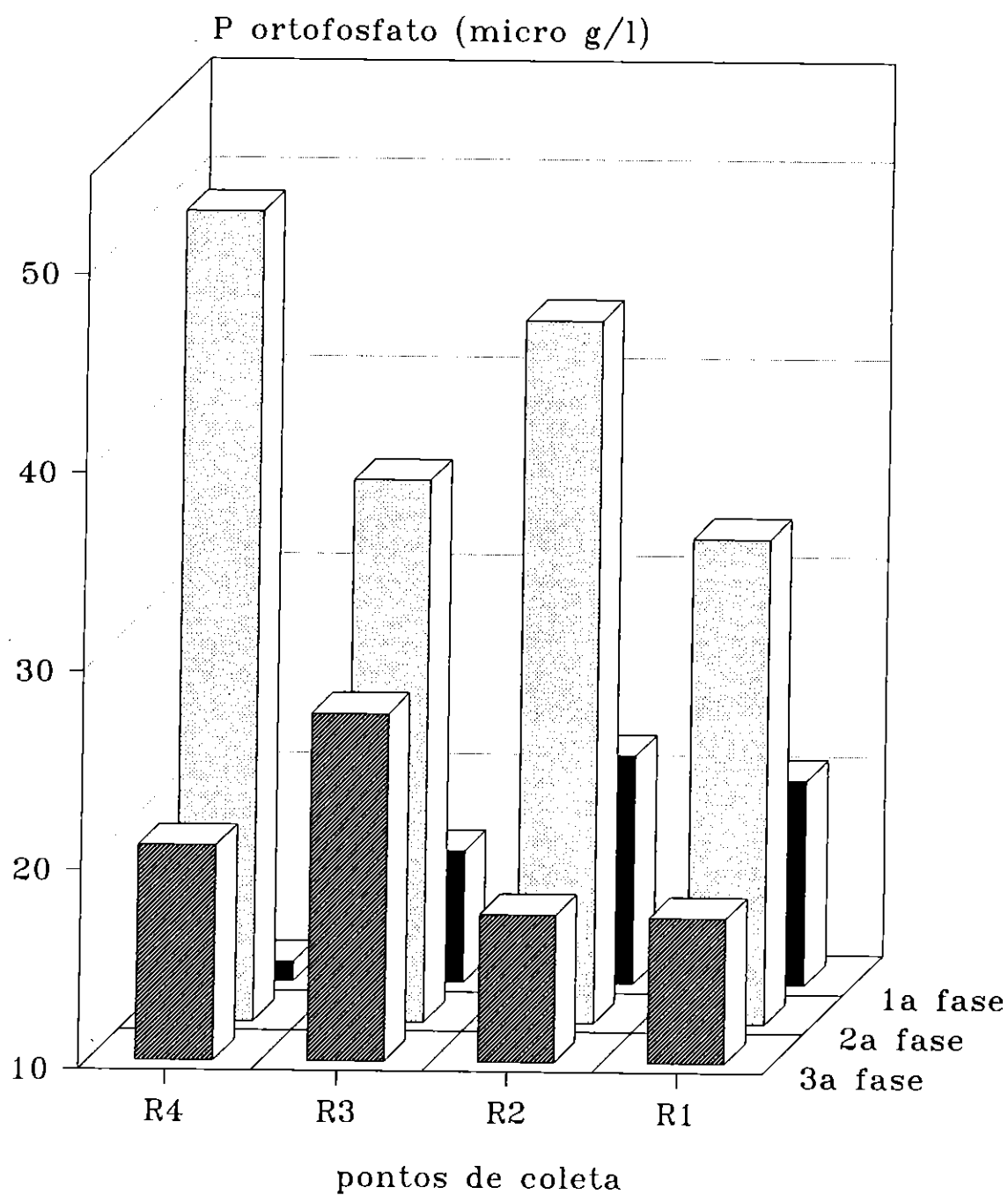


Fig. 38. Valores médios anuais do ortofosfato ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

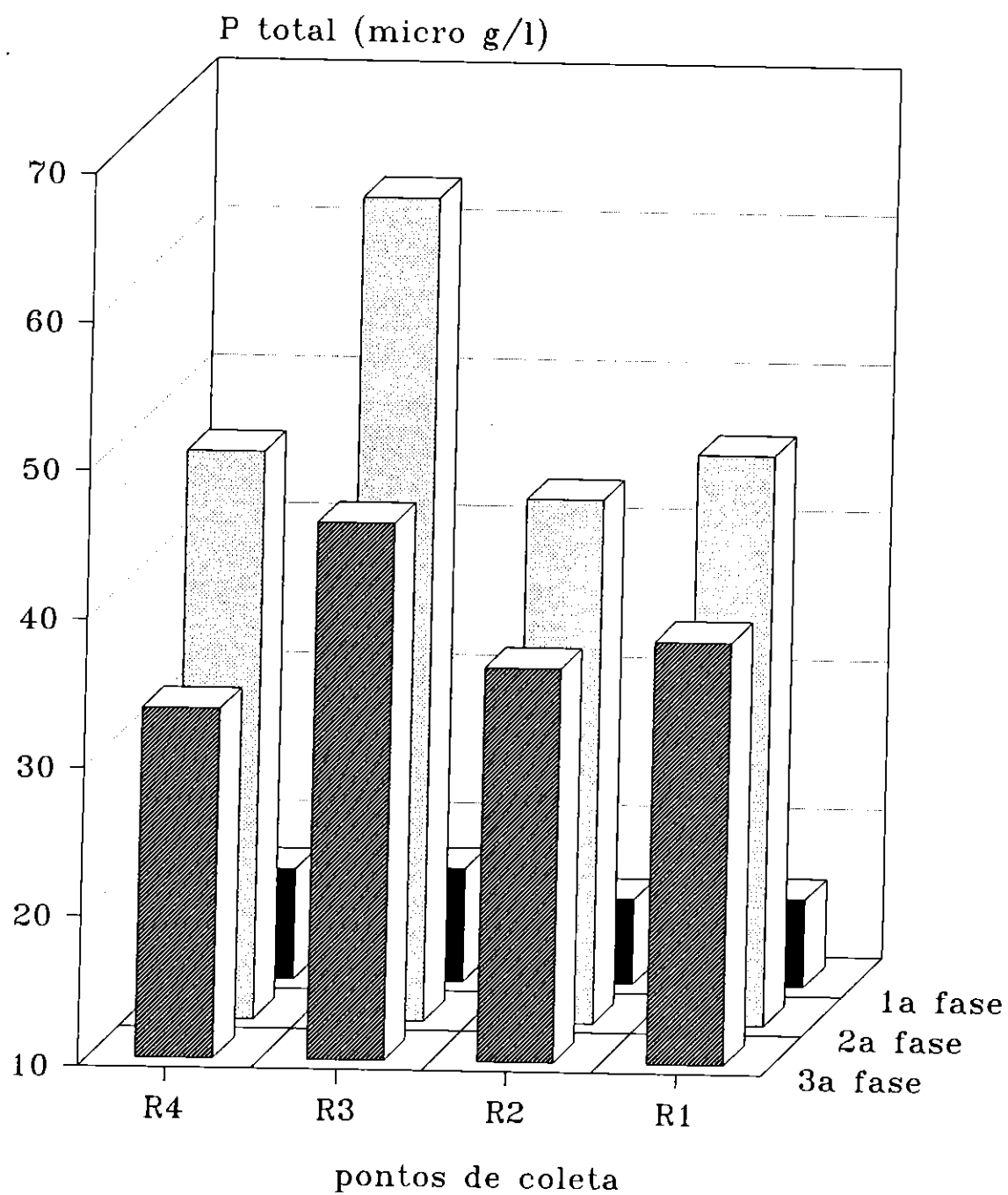


Fig. 39. Valores médios anuais do fósforo total ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

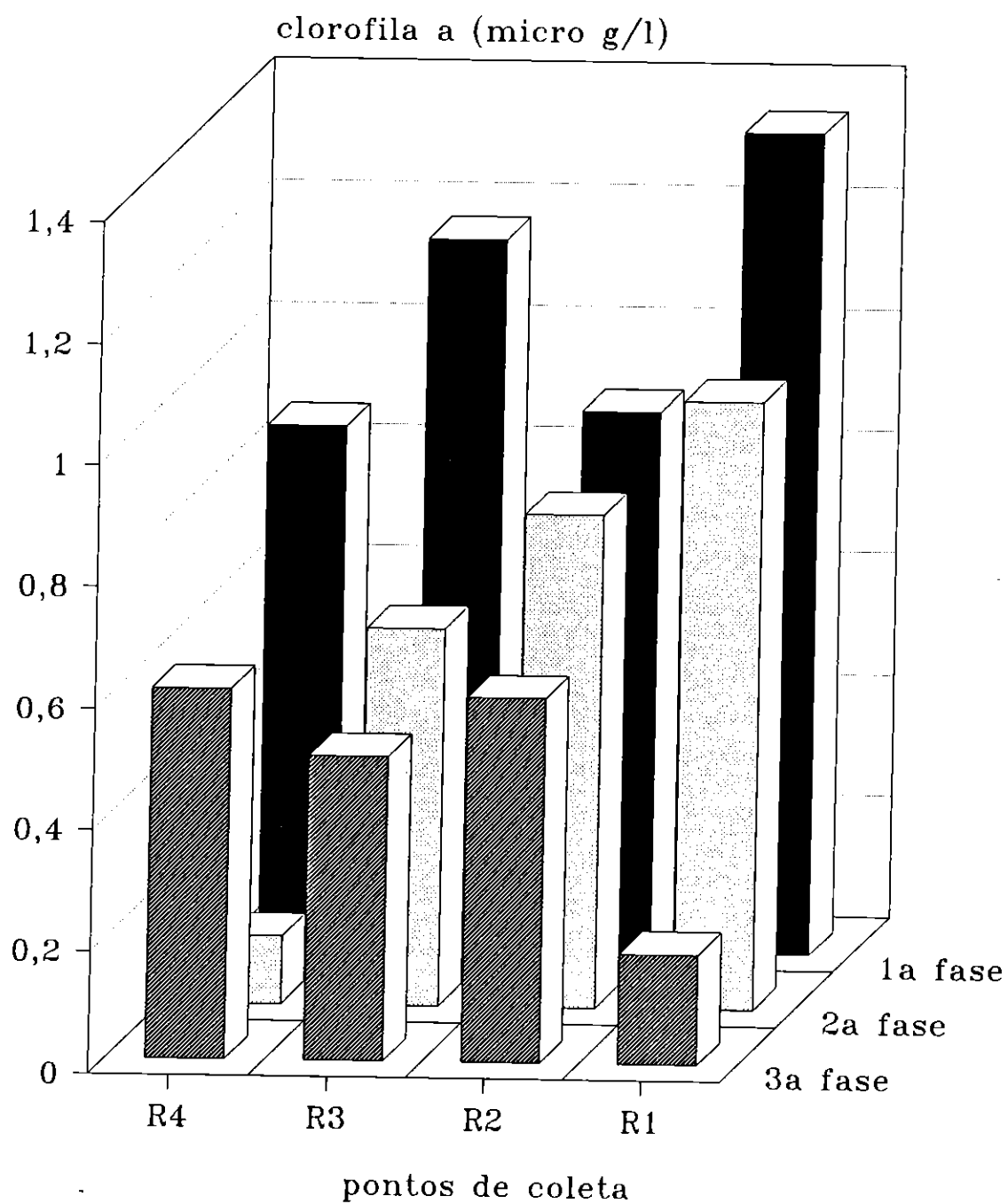


Fig. 40. Valores médios anuais da clorofila a ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

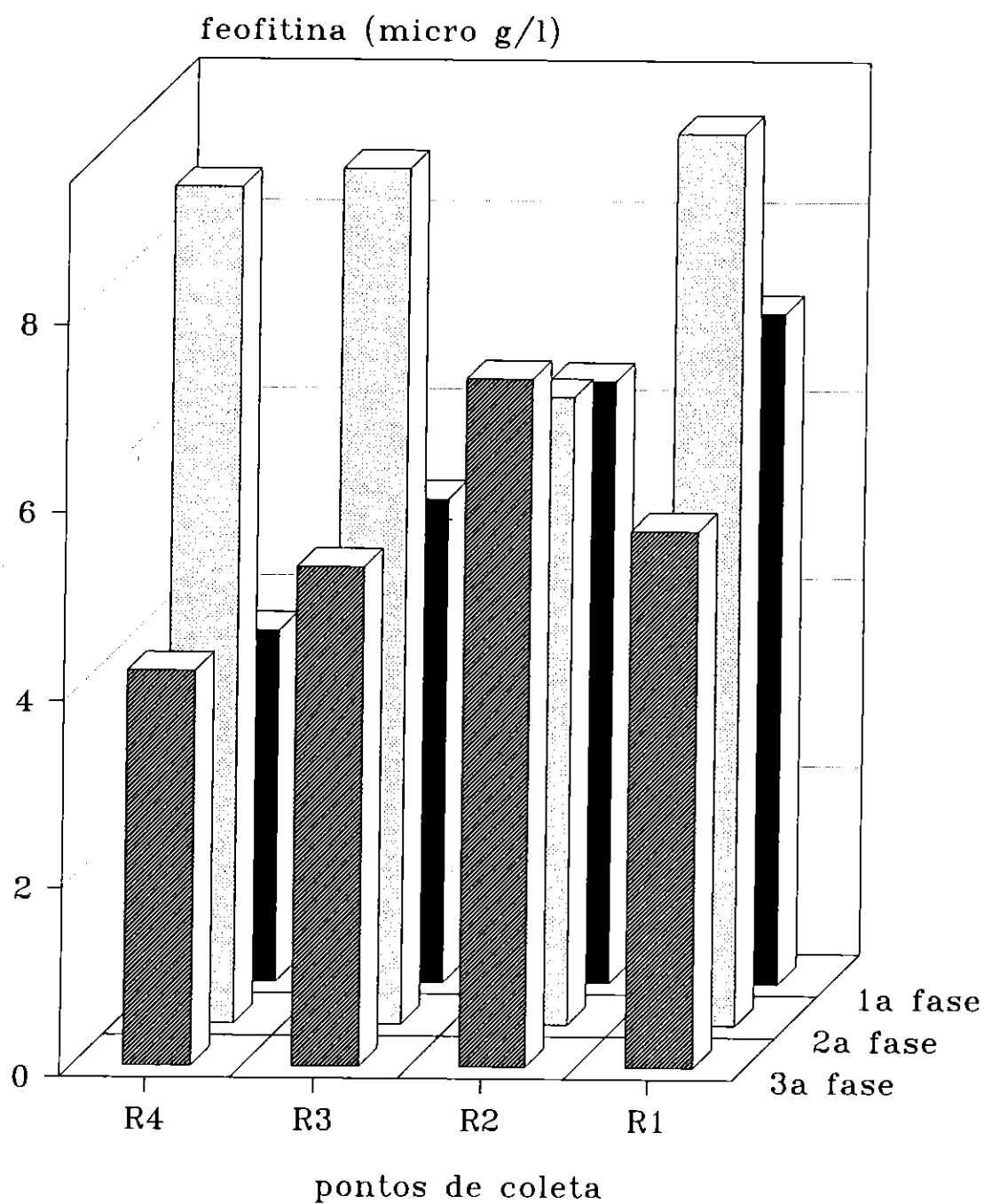


Fig. 41. Valores médios anuais da feofitina ($\mu\text{g.l}^{-1}$) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

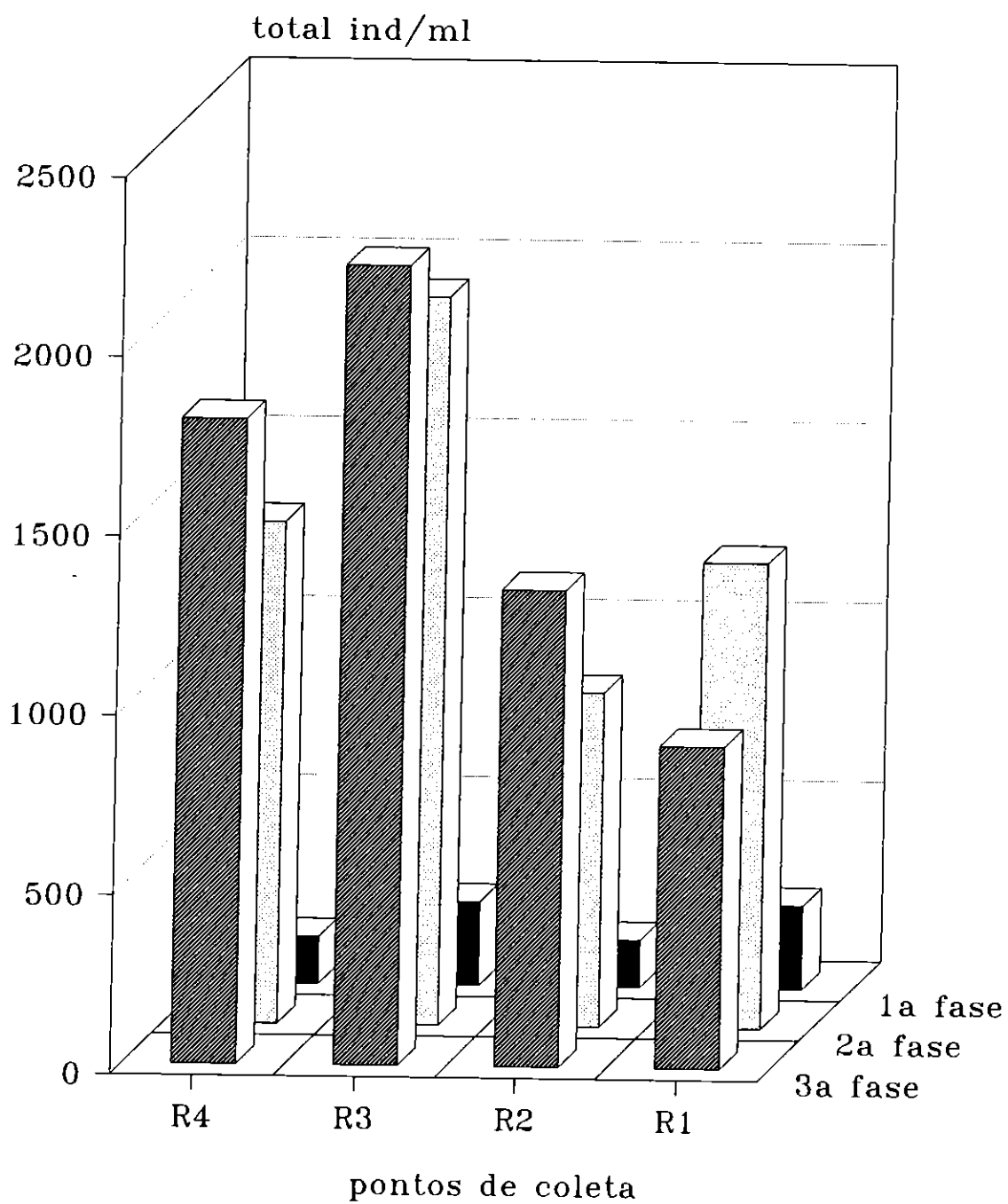


Fig. 42. Densidade média total da comunidade fitoplanctônica por pontos de coleta e fases de estudo

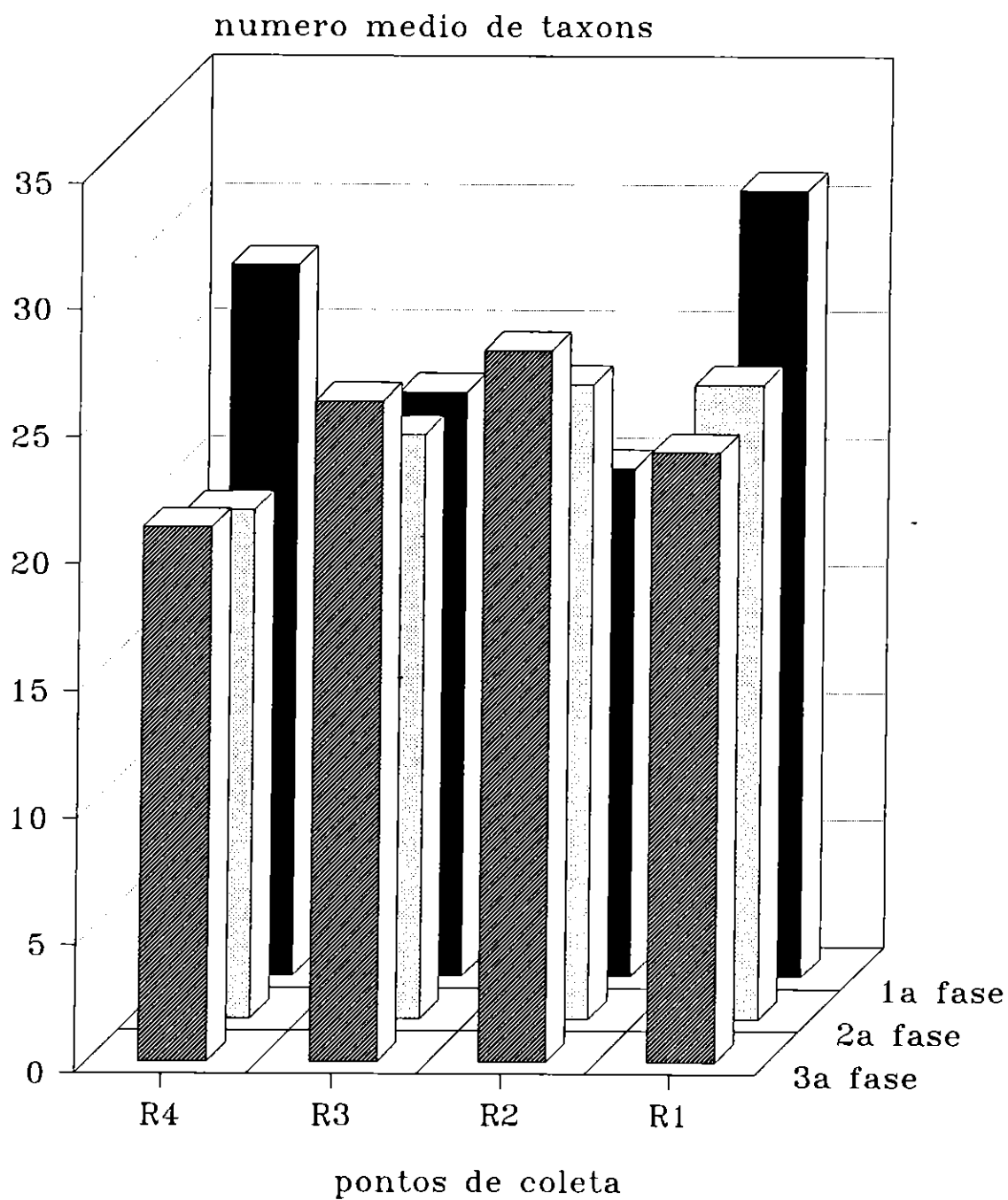


Fig. 43. Média do número de táxons da comunidade fitoplanctônica por ponto de coleta e fases de estudo

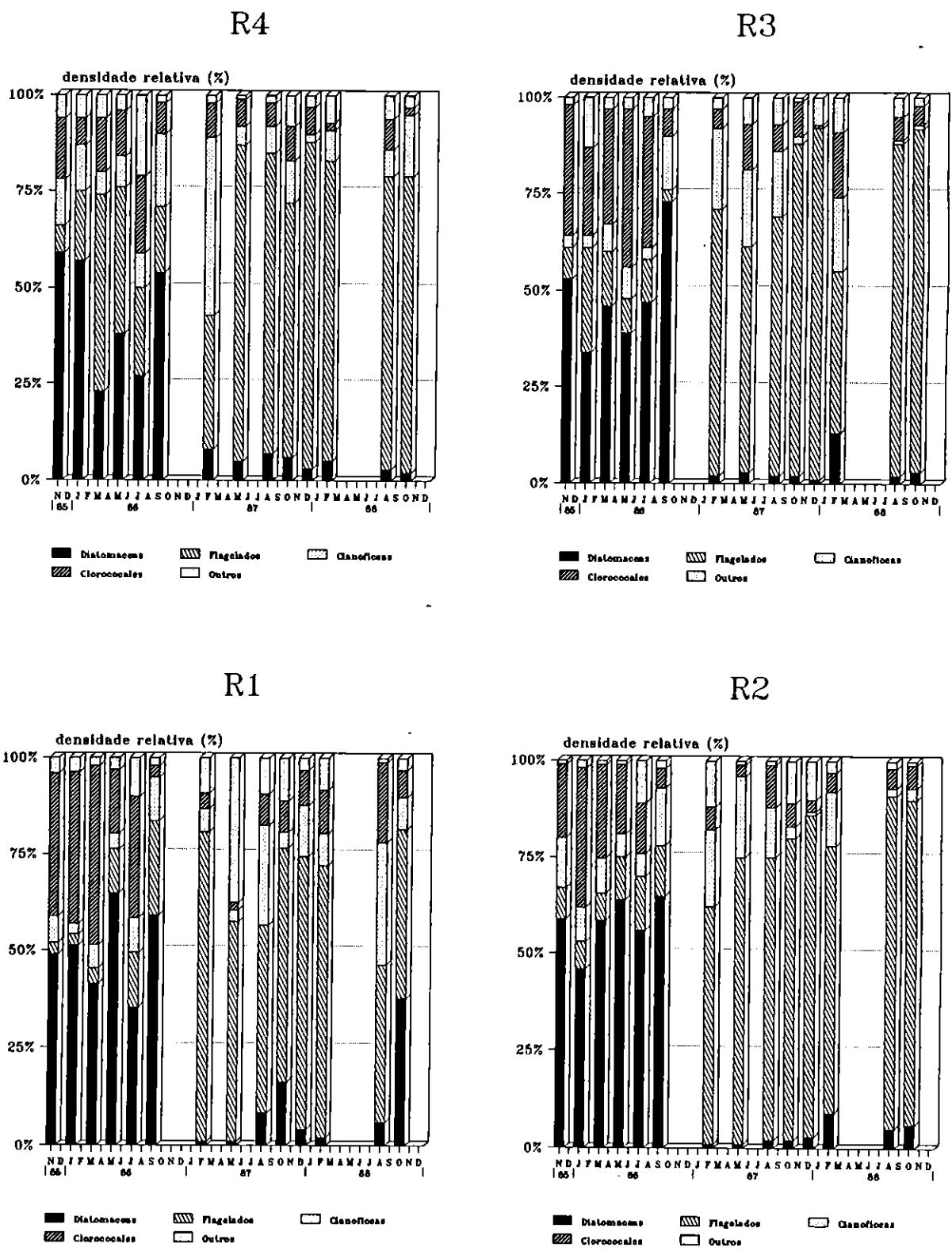


Fig. 44. Variação da densidade relativa de grupos de algas por estratégia de desenvolvimento ao longo do período de estudo e por ponto de coleta

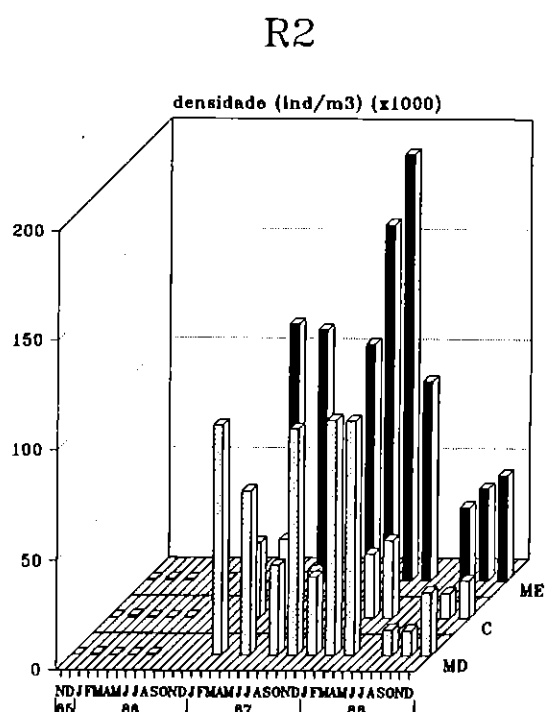
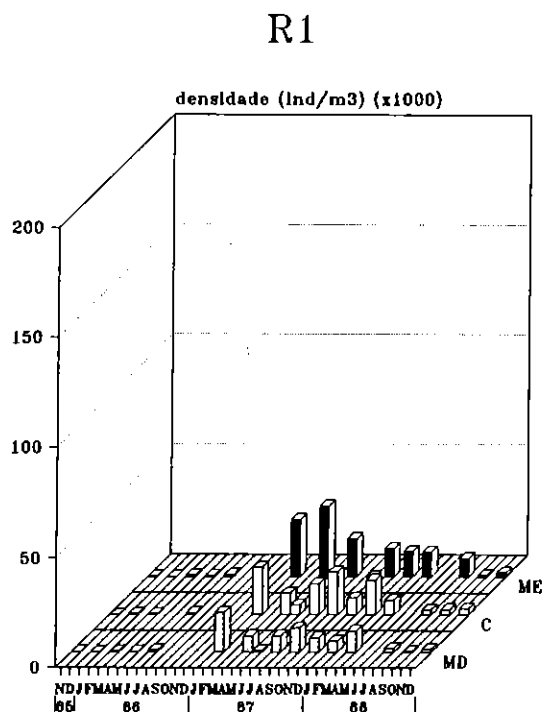
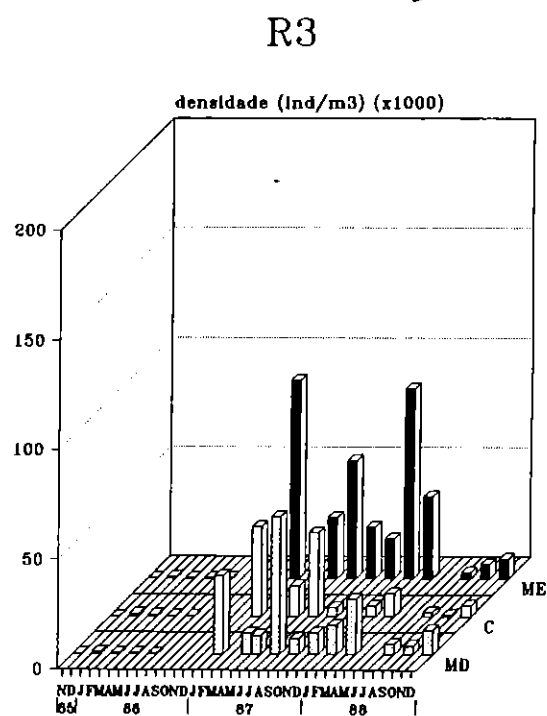
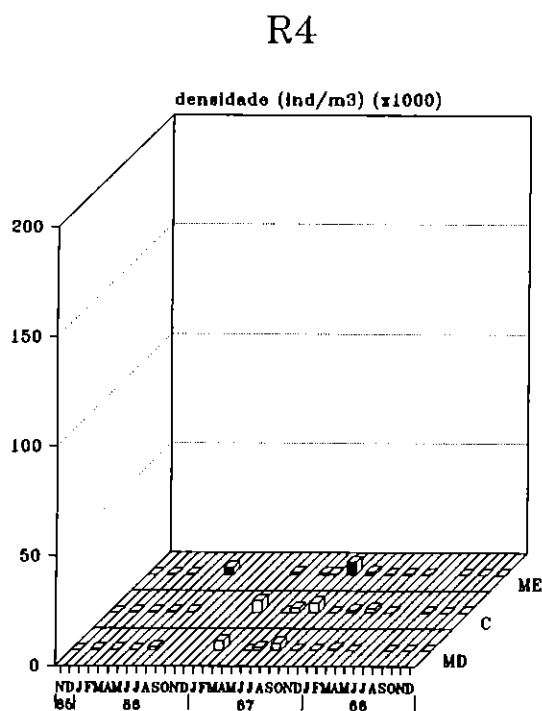
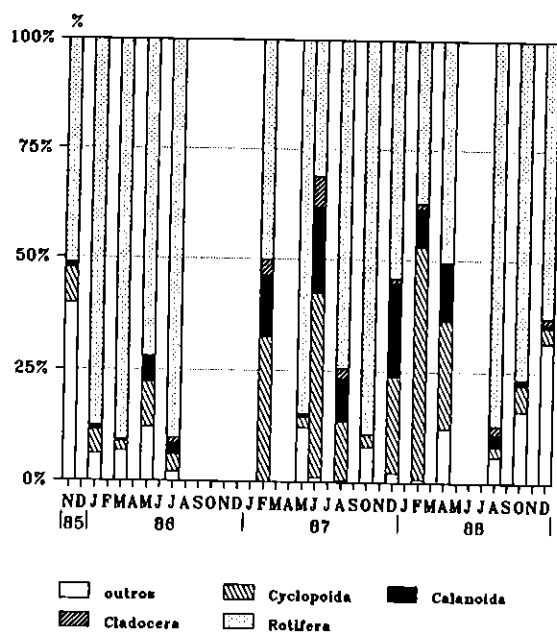
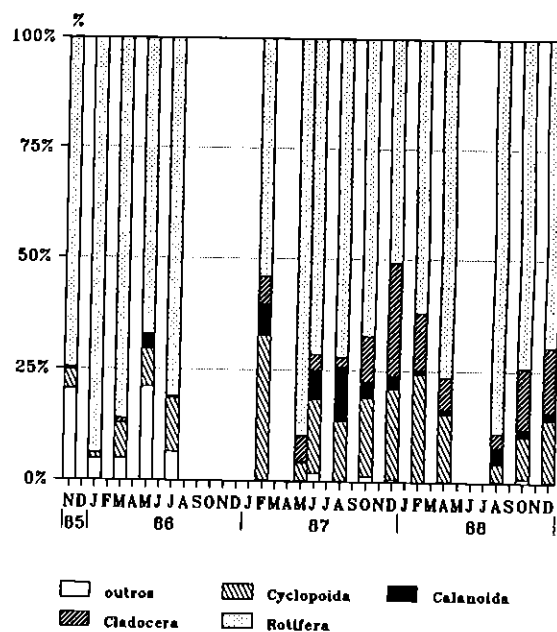


Fig. 45. Densidade total da comunidade zooplanctônica (ind. m⁻³ x 1000) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

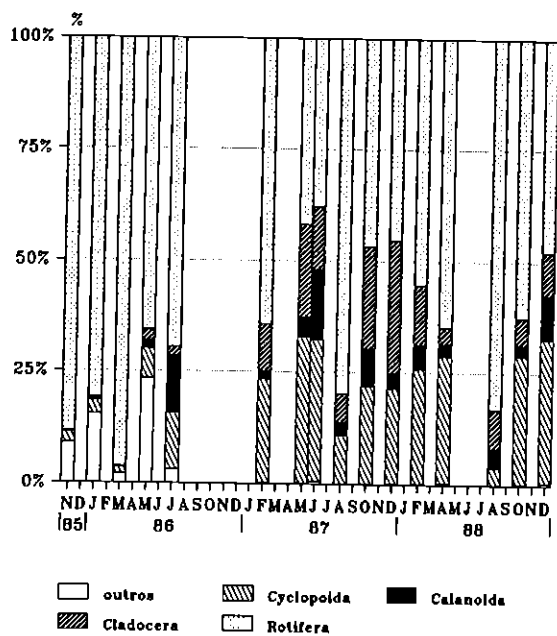
R4



R3



R1



R2

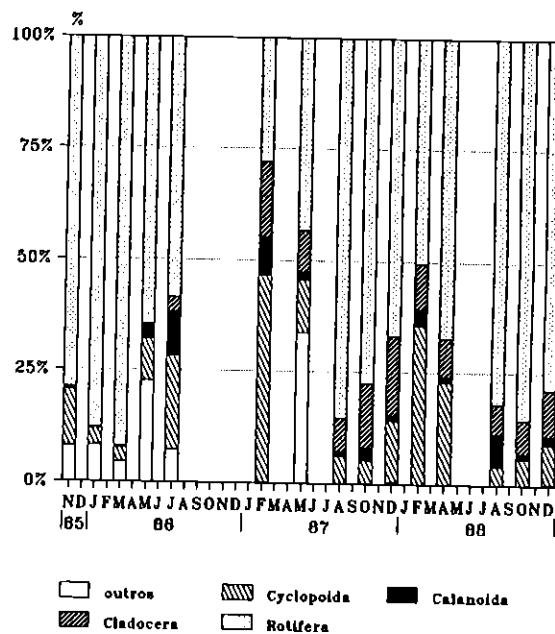


Fig. 46. Composição percentual da comunidade zooplanctônica (%) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

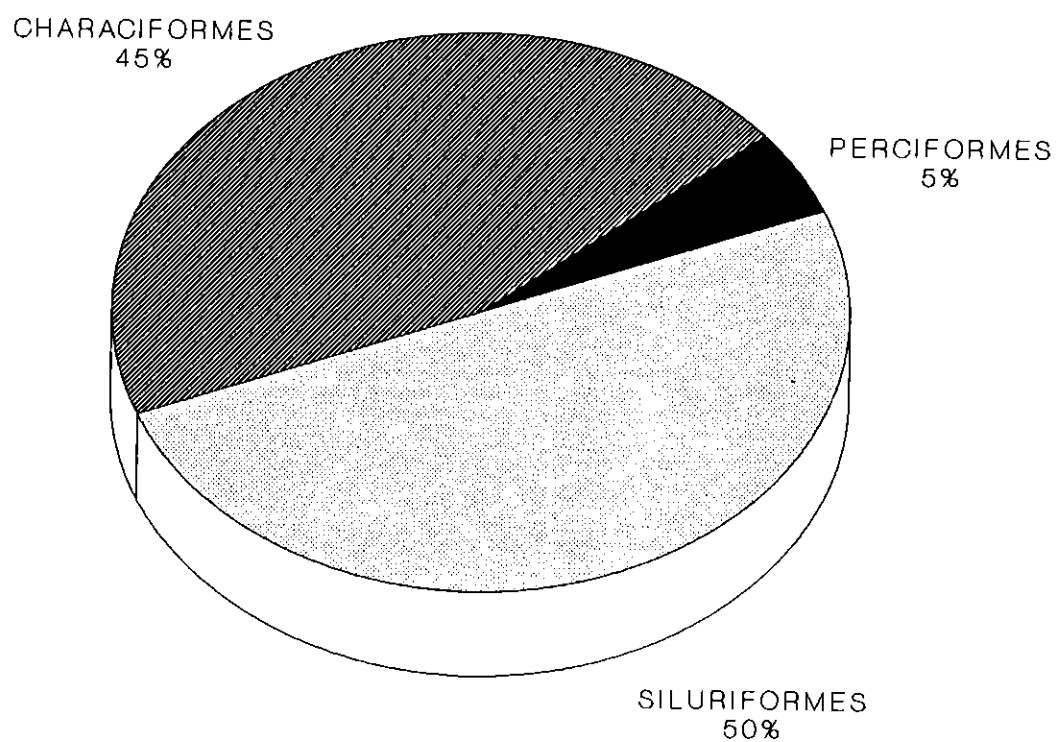


Fig. 47. Participação relativa dos diferentes grupos taxonômicos de peixes, ao nível de ordem (%) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

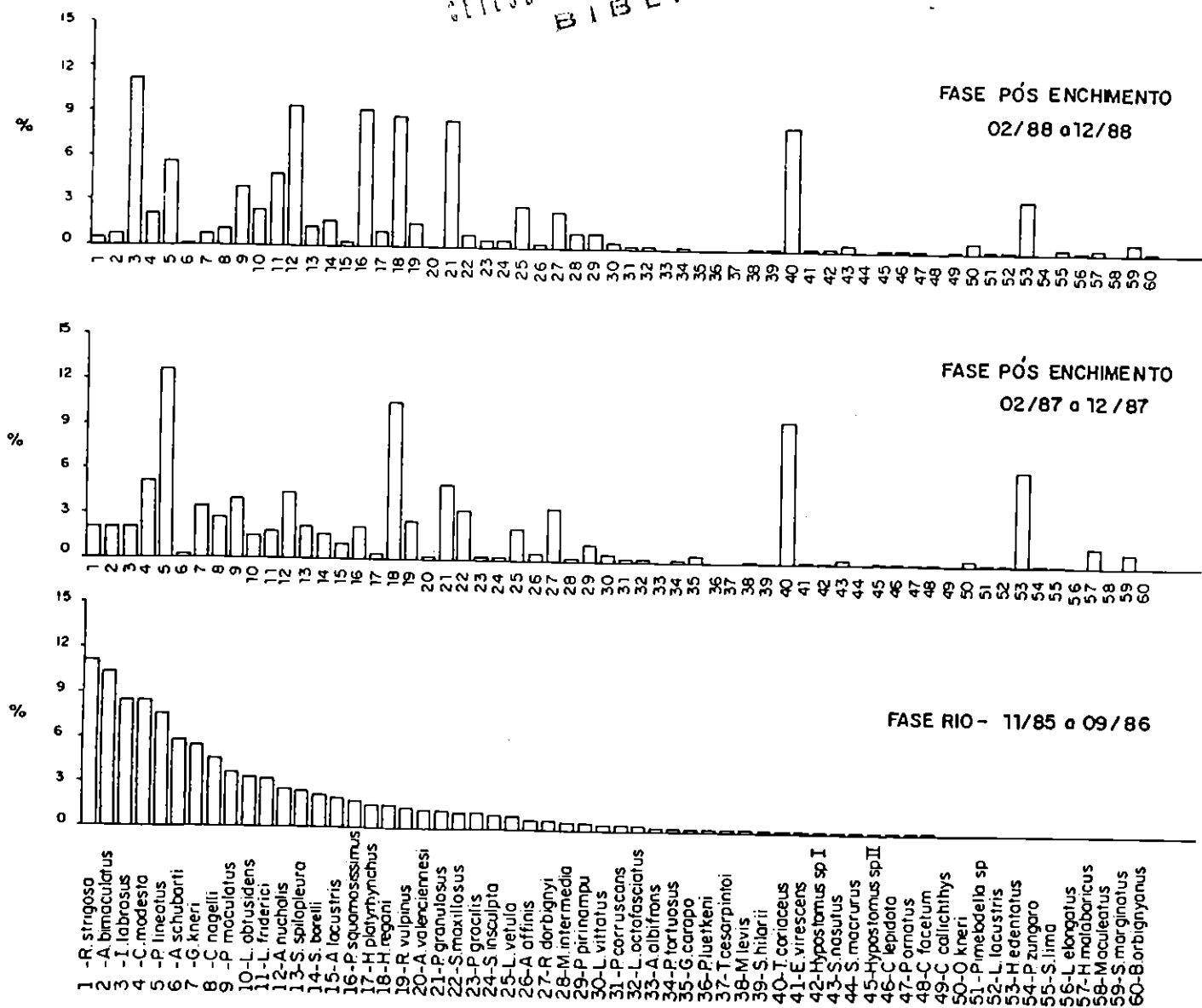
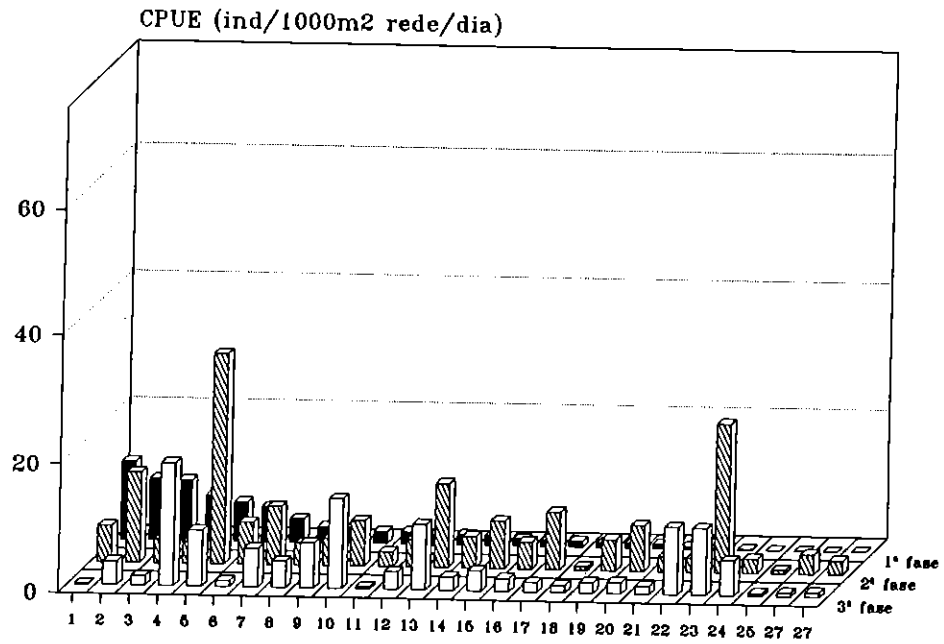


Fig. 48. Participação na freqüência de captura no número total de exemplares de peixes capturados (%) na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

MONTANTE



JUSANTE

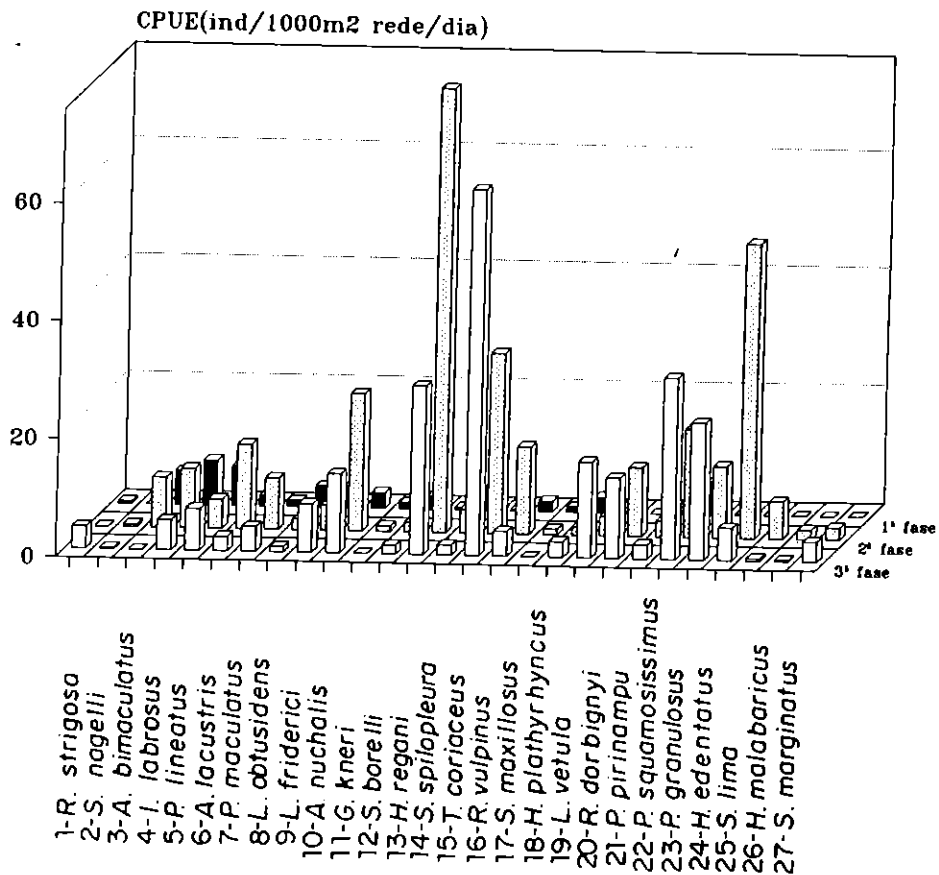
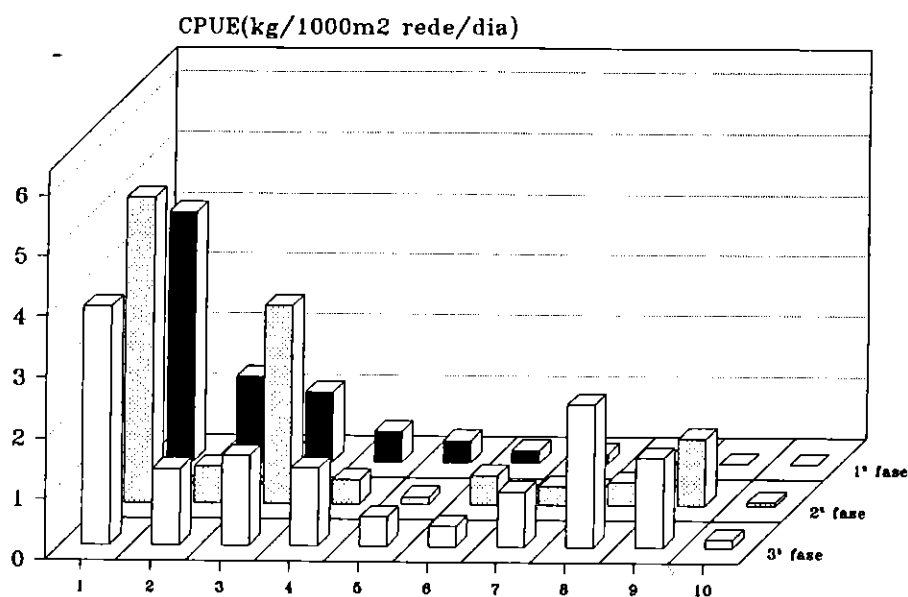


Fig. 49. Captura por Unidade de Esforço (CPUE), ind.1000m².rede dia⁻¹ para algumas espécies de peixes na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

MONTANTE



JUSANTE

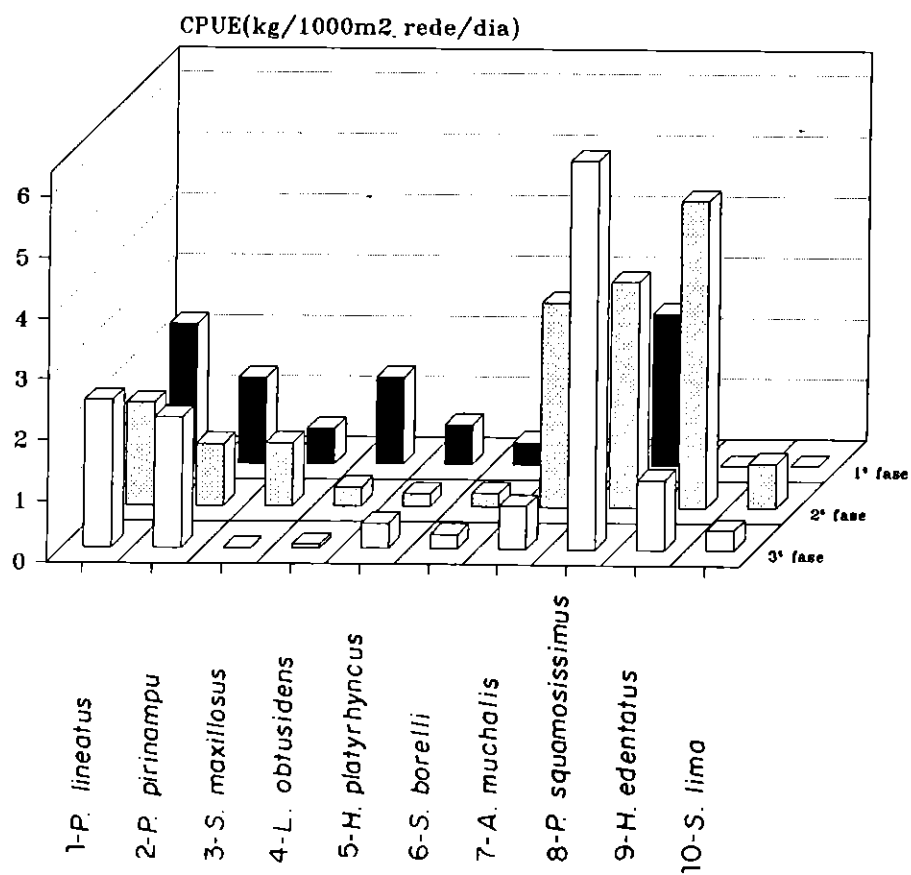


Fig. 50. Captura por Unidade de Esforço (CPUE), g.1000m² rede. dia⁻¹ para algumas espécies de peixes na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

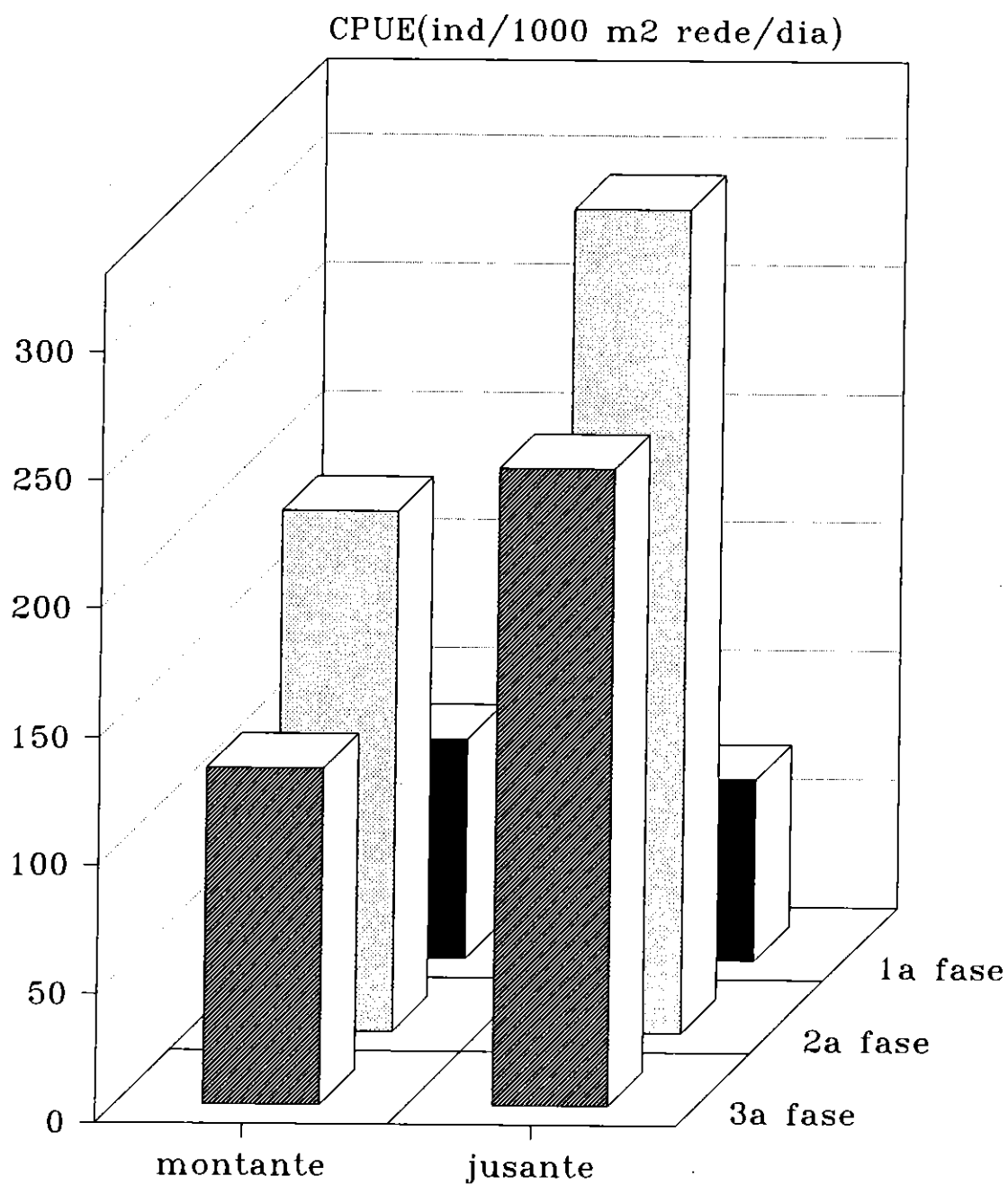


Fig. 51. Captura por Unidade de Esforço (CPUE), ind.1000m² rede. dia⁻¹ para todas as espécies de peixes capturados a montante e a jusante na represa de Rosana (nov/85 - dez/88).

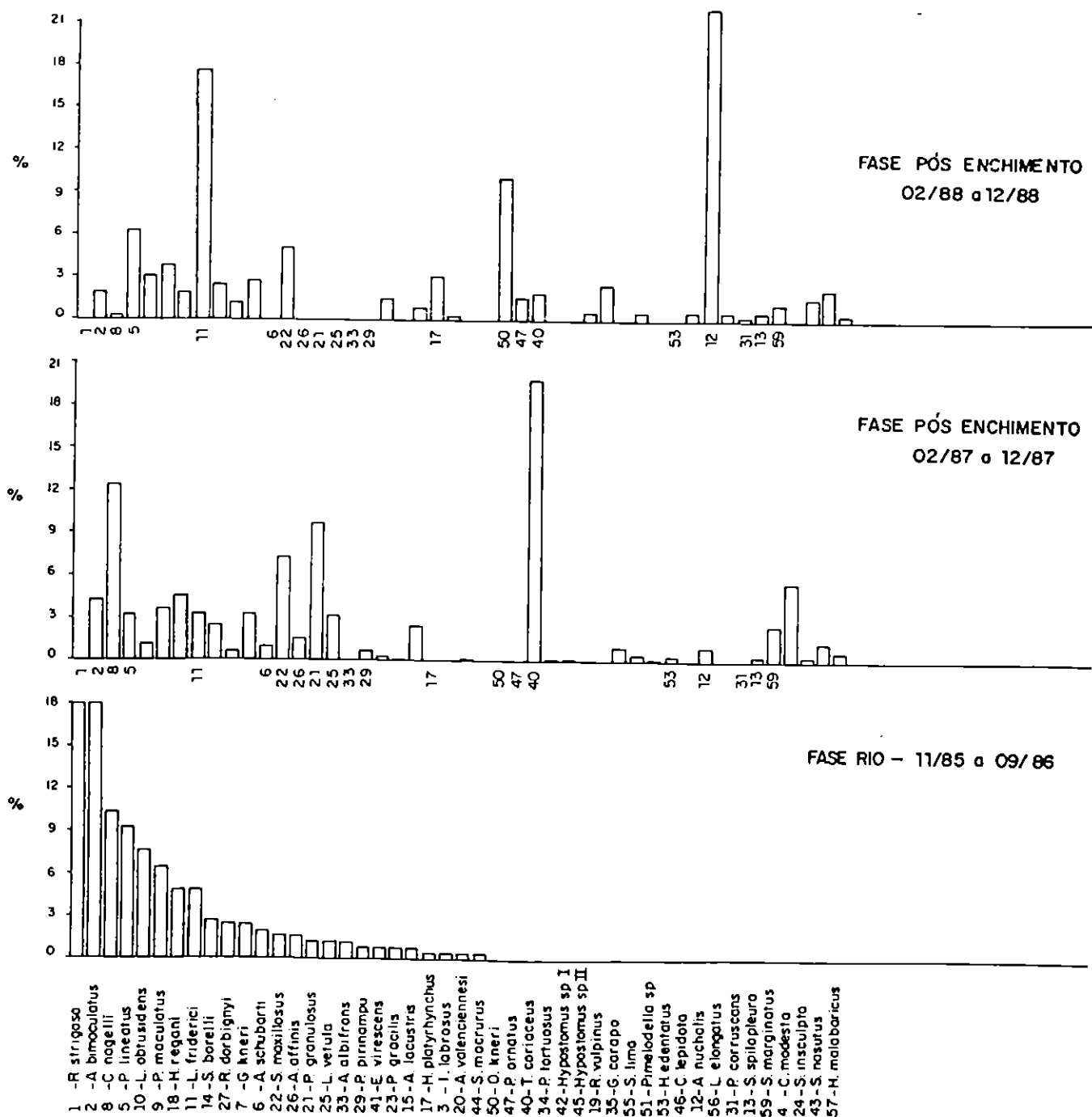


Fig. 52. Participação na freqüência de captura das espécies no número total de peixes capturados no ponto Taquaruçu, na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

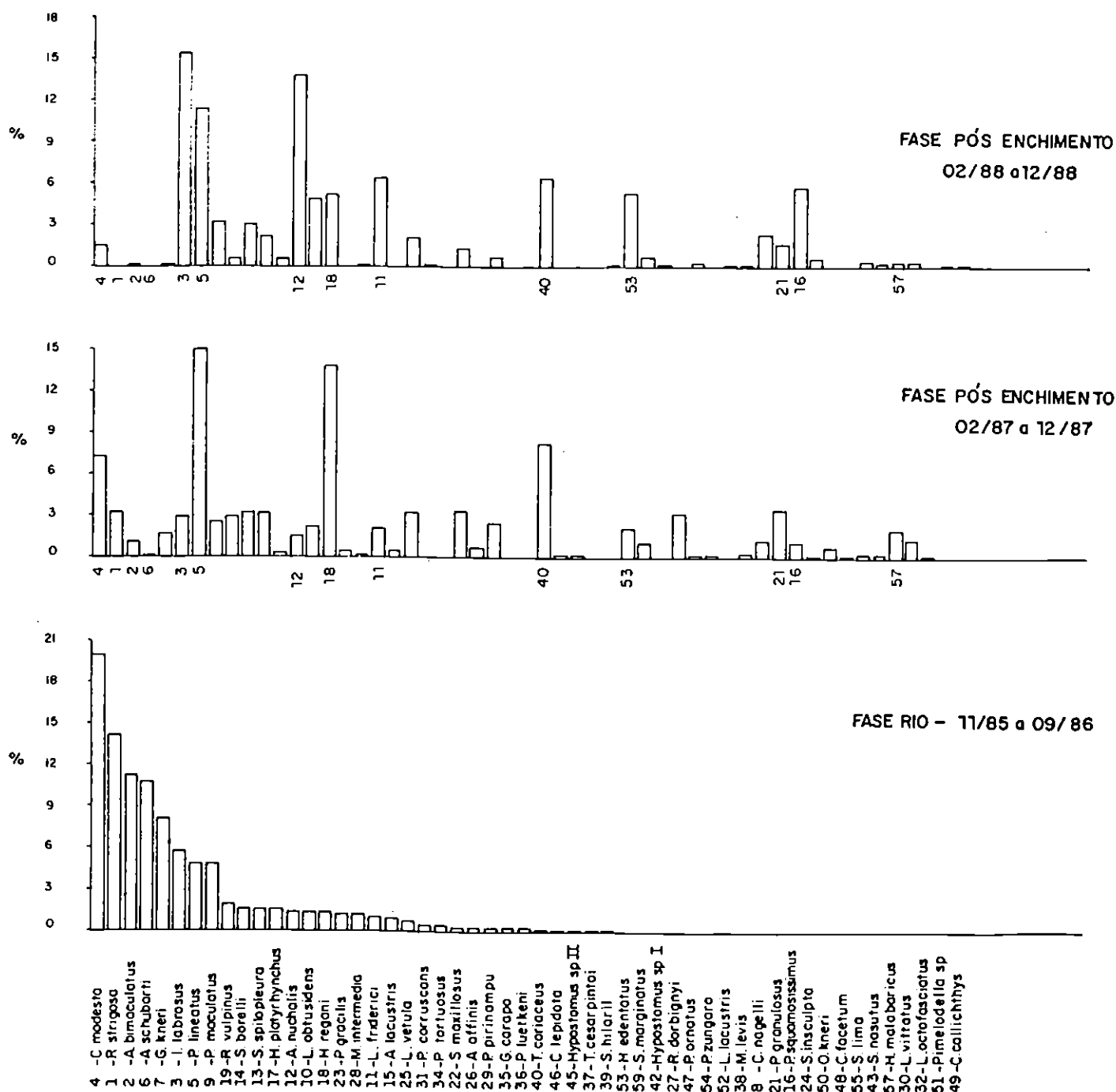


Fig. 53. Participação na frequência de captura de espécies no número total de peixes capturados no ponto Porto Angelim, na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

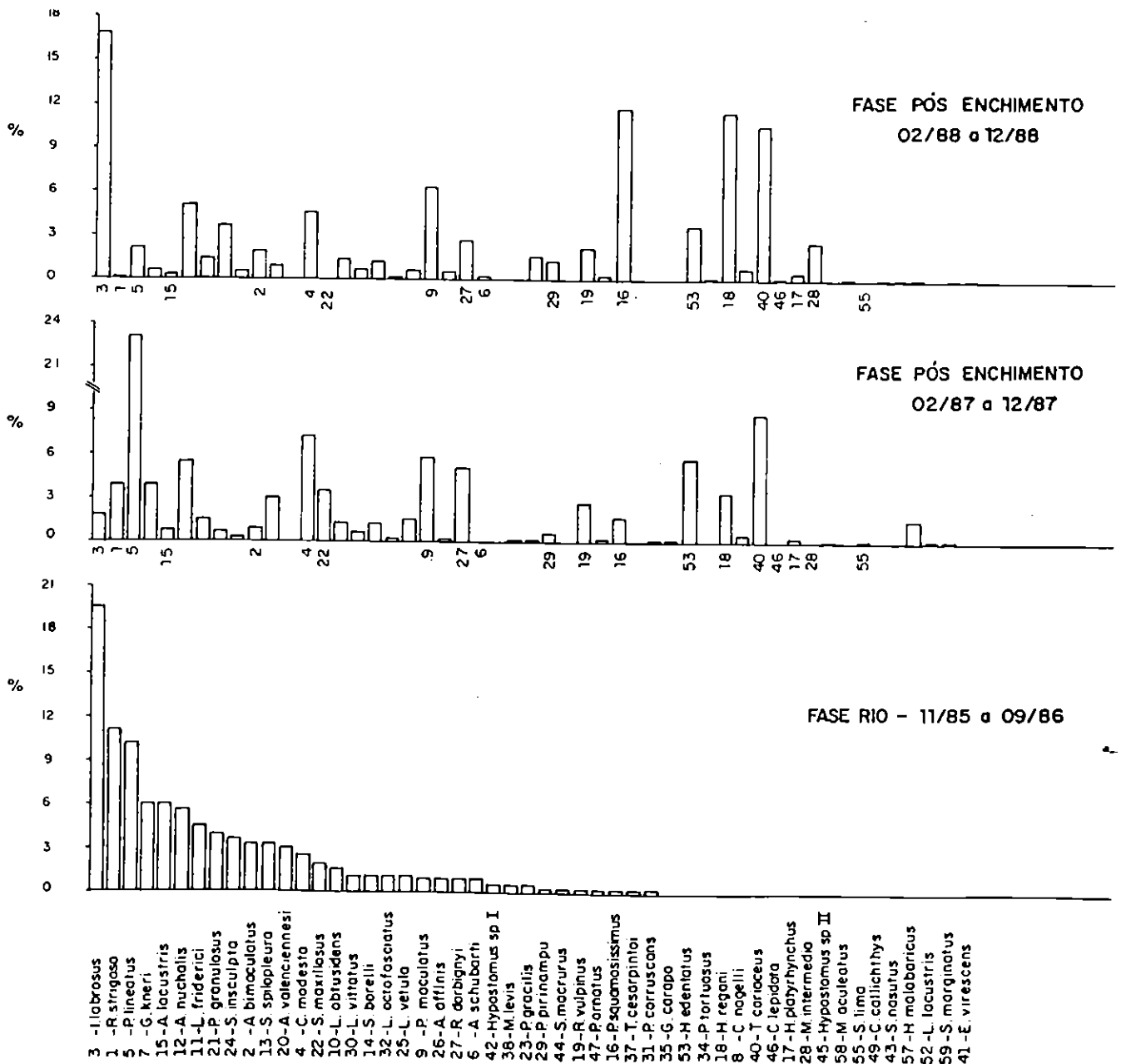


Fig. 54. Participação na freqüência de captura das espécies no número total de peixes capturados no ponto Porto Euclides da Cunha, na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

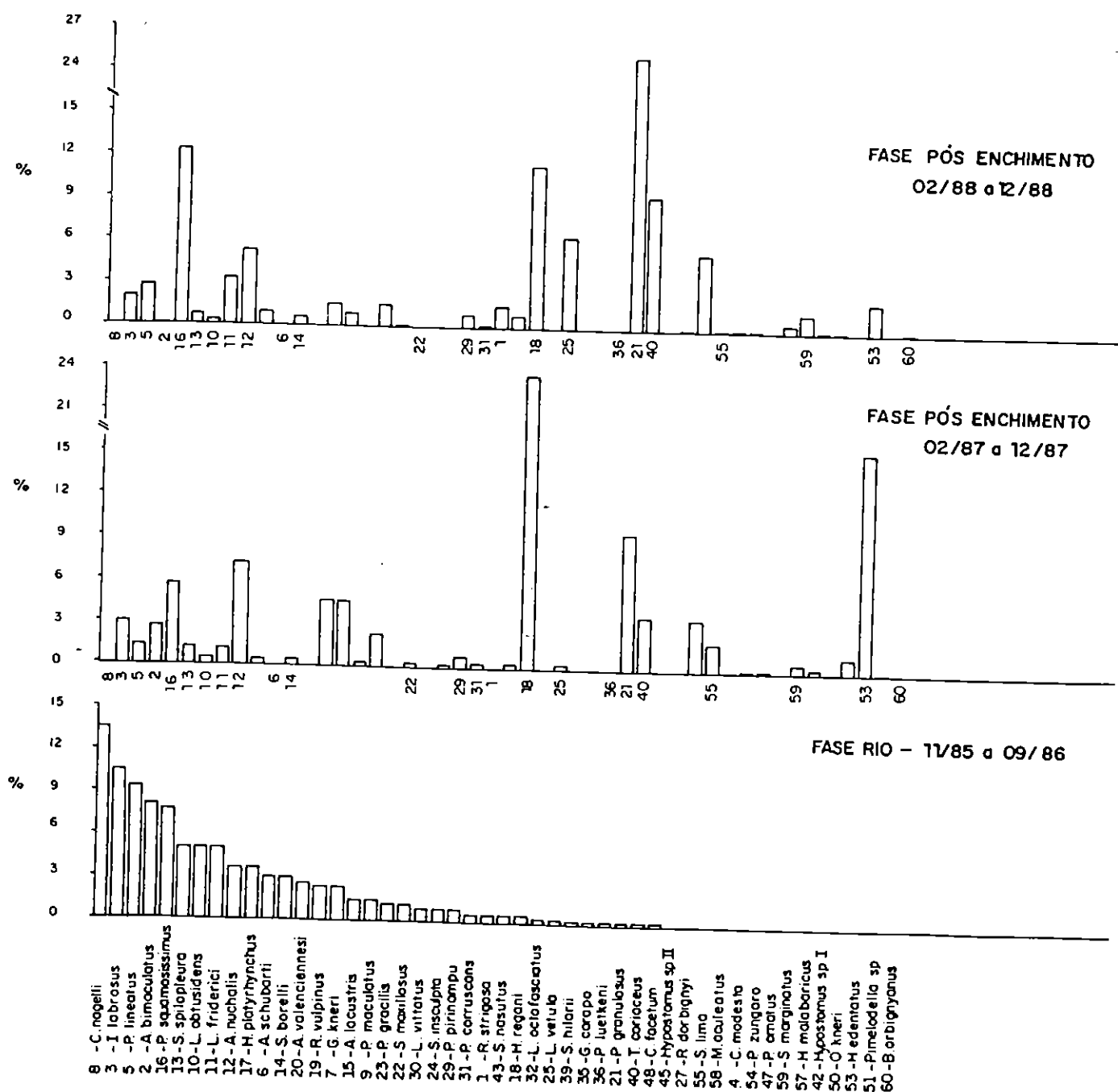


Fig. 55. Participação na freqüência de captura das espécies no número total de peixes capturados no ponto Rosana, na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

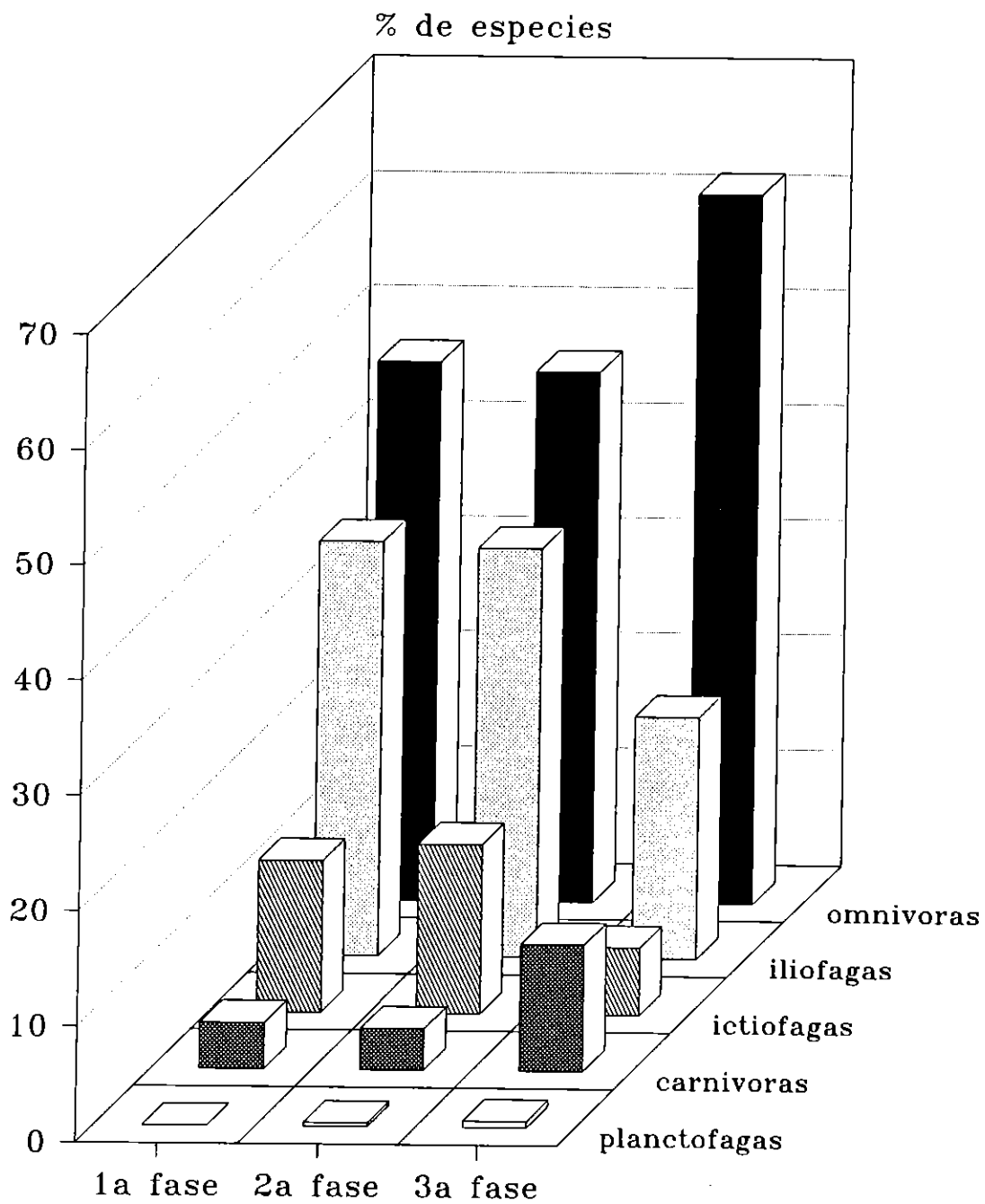


Fig. 56. Participação percentual das espécies de peixes em frequência numérica de captura, conforme o seu hábito alimentar, na represa de Rosana (nov/85 - dez/88)

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB'SABER, A.N. Listagem dos ecossistemas continentais brasileiros - Primeira aproximação. In: SEMA 1984 **Relatório da Qualidade do Meio Ambiente**. Brasília: Secretaria Especial do Meio Ambiente/Ministério do Interior, 1983 p. 202-218
- ACKERMANN, W.C.; WHITE, G.F.; WORTHINGTON, E.B. **Man-made lakes: Their problems and environmental effects**. Washington: American Geographical Union, 1973. 847 p. (Geophysical Monograph, 17)
- AGOSTINHO, A.A.; JULIO, Jr, H.F.; DOMINGUES, W.M. **A ictiofauna e sua diversidade**. Maringá: BIOTA - Consultoria Científica, 1992 22 p.
- _____. Produção pesqueira e situação da pesca no reservatório de Itaipu. In: **SEMINÁRIO NACIONAL DE GRANDES BARRAGENS**, 18., Foz do Iguaçu, 1989. Anais... Foz do Iguaçu: Comitê Brasileiro de Grandes Barragens, 1989. v.2, p 1059-1075
- ALBINO, A.L.D. **Estudos sobre a fauna de peixes da bacia do Rio Jacaré Guaçu - SP, com uma avaliação preliminar dos efeitos de dois barramentos**. São Carlos: PPG-ERN, DCB UFSCar, 1987, 168 p. Dissertação (Mestrado)-Universidade Federal de São Carlos, 1987.
- BAXTER, R.M. Environmental effects of dams and impoundments. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, Palo Alto: Annual Reviews Inc. v.8, p. 255-283, 1977.
- BICUDO, D.C. Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifiton. **Acta Limnol. Brasil.**, São Carlos: Sociedade Brasileira de Limnologia n.3 p. 459-475, 1990.
- BOON, P.J. The impact of river regulation on invertebrate communities in the UK. **Regulated Rivers: Research & Management**, Chichester: John Wiley & Sons Ltda, v.2, n.3, p. 389-409, 1988.
- BOUDORSQUE, C.F. Méthodes d'étude qualitative et quantitative du benthos (en particulier du phytobenthos). **Tethys**, Marseille: Station Marine d'Endoume, Faculté des Sciences de Marseille, v.3, n.1, p. 79-104, 1971.

BOURRELLY, P. Les algues d'eau douce, initiation à la systématique. 3. Les algues bleues et rouges, les Euglénies, Peridiens et Cryptomonadines. Paris: N. Boubée & Cie, 1970. v.3. 512 p.

_____. Les algues d'eau douce, initiation à la systématique. 1. Les algues vertes. Paris: N. Boubée & Cie, 1972. v.1 572 p.

_____. Les algues d'eau douce, initiation à la systématique. 2. Les algues jaunes et brunes, Chrysophycées, Xanthophycées et Diatomées. Paris: N. Boubée & Cie, 1981. v.2 517 p.

BRANDIMARTE, A.L. Macrofauna bentônica da zona litoral da Represa de Paraibuna (SP). A influência de diferentes ecossistemas perimetrais. São Paulo: Universidade de São Paulo, 1991. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, 1991.

BRANSON, F.A. Natural and modified plant communities as related to runoff and sediment yields. In: Hasler, A.D. Coupling of land and water systems. Berlin: Springer-Verlag, 1975. p. 157-172

BRITSKI, H.A. Peixes de água doce do Estado de São Paulo: Sistemática. In: Comissão Interestadual da Bacia do Paraná-Uruguaí. Poluição e piscicultura: Nota sobre poluição, ictiologia e piscicultura. São Paulo, Fac. de Saúde Pública-USP/Inst. de Pesca-CPRN, 1972. p. 79-108

BROOKER, M.P. The impact of river regulation on the downstream fisheries and general ecology of rivers. Adv. Appl. Ecol, n.4, p.9-152, 1981.

BUDWEG, F.M.G. Water resources and the environment: development planning in Brazil. Water Power & Dam Construction, v.35, n.7, p. 23-24; 29-30, 1983.

CABIANCA, M.A. de A. A Represa de Paraibuna. Aspectos do zooplâncton. São Paulo: Universidade de São Paulo, 1991. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, 1991. 91 p.

CÁCERES, O.; TUNDISI, J.G.; CASTELLAN, O.A.M. Residues of organochloric pesticide in reservoirs in São Paulo State. Ciên. Cult., São Paulo: SBPC, v.39, n.3, p. 259-264, 1987.

- CAGNIN, J.U. Hidroelétricas da Amazônia: uma proposta socialmente eficiente. *Revta Brasil. Tecnol.*, Brasília: CNPq n.16, p. 15-24, 1985.
- CEPED. Diagnóstico do acompanhamento evolutivo das pescas no Reservatório de Sobradinho - 1982/1986. SLA: PROTAM, 1987. 29 p.
- CESP Relatório de levantamento ictiológico e limnológico do Reservatório de Promissão. São Paulo, 1981. 12 p.
- _____. Relatório de levantamento ictiológico do Reservatório de Promissão. São Paulo, 1983. 14 p.
- _____. A Usina Hidroelétrica de Rosana e o Parque Estadual Morro do Diabo: Impactos, conservação e perspectivas. São Paulo, 1987. 77p.
- _____. Usina Hidroelétrica de Taquaruçu. Estudos de Impacto Ambiental (EIA). São Paulo, 1987. v.2, 225 p.
- _____. Caracterização da comunidade de peixes do Reservatório de Salto Grande. (Relatório Interno) São Paulo, 1990. 20 p.
- _____. Considerações preliminares sobre a ocorrência de áreas de reprodução de peixes em tributários do reservatório da UHE Rosana, Baixo Rio Paranapanema, SP/PR. São Paulo, 1992. 27 p.
- CETESB Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB/SOMA, 1984. 134 p.
- CIBPU Hidrologia da Bacia do Alto Paraná. Relatório geral sobre a hidrologia da Bacia do Rio Paraná a montante de Guaíra. São Paulo: Comissão Interestadual da Bacia do Paraná-Uruguai. Depto de Estudos e Projetos, 1966. 440 p.
- CRUZ, J.A. et al. Levantamento da ictiofauna e aspectos da dinâmica de populações de algumas espécies do Reservatório de Promissão - SP (1ª etapa). São Paulo: CESP, 1990. 75 p.
- DAJOZ, R. Ecologia geral. 2.ed Petrópolis: Vozes/EDUSP, 1973. 471 p.
- DAMPIER, B. Hydropower: untapped resource and environmental hazard. *Ambio*, Stockholm: Royal Swedish Academy of Sciences, v.10, n.5, p. 252-253, 1981.

- DELFINO, R. & BAIGÚN, C. Comunidade de peces del Embalse de Salto Grande. In: Villa, I. (ed.) **Taller Internacional sobre Ecología y Manejo de Peces en Lagos y Embalses**, 2., Santiago, 1991. p. 6-30 (COPESCAL Doc. Téc., 9)
- DIEGUES, A.C.S. (coord.) **Inventário de áreas úmidas do Brasil. Versão preliminar.** Programa de Pesquisa e Conservação de Áreas Úmidas no Brasil. São Paulo: Pró-Reitoria de Pesquisa-USP/UICN/Fundação Ford, 1990. 450 p.
- ELGUE, J.C. & FABIANO, G. Diversidad específica en inventarios de peces en el Embalse de Salto Grande - 1984. In: Villa, I. (ed.) **Taller Internacional sobre Ecología y Manejo de Peces en Lagos y Embalses**, 2., Santiago, 1991. p. 31-46 (COPESCAL Doc. Téc., 9)
- FERNANDO, C.H., MENGESTOU, S.; BELAY, S. The chydorid Crustacean *Alona diaphana* (King), limnetic in lakes Awasa and Zwai, Ethiopia, with a discussion of littoral and limnetic zooplankton. **Int. Revue ges. Hydrobiol.**, Berlin: Akademik Verlag GmbH v.75, n.1, p. 15-25, 1990.
- FISHER, S.G. & LA VOY, A. Differences in littoral fauna due to fluctuating water levels below a hydroelectric dam. **J. Fish. Res. Bd Can.**, Ottawa: Canada Department of Fisheries and Oceans, v.29, p. 1472-1476, 1972.
- FUEM/NUPELIA/ITAIPU BINACIONAL Relatório do Projeto **Ictiofauna e Biologia Pesqueira** - março/85 a fev/86 - Reservatório de Itaipu. Maringá: FUEM, 1987. 2 v.
- _____. Relatório do Projeto **Ecologia de populações de peixes no Reservatório de Itaipu, nos primeiros anos de sua formação.** 5ª Etapa - março/86 a fev/87. Maringá: FUEM, 1989. 3 v.
- _____. Relatório do Projeto **Ecologia de populações de peixes no Reservatório de Itaipu, nos primeiros anos de sua formação.** 6ª Etapa - março/87 a fev/88. Maringá: FUEM, 1990. 3 v.
- GESTEIRA, T.C. **Aspectos biológicos ligados à produtividade da pesca nos açudes públicos da área do "Polígono das Secas" - NE.** Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1978. 135 p. Dissertação (Mestrado em Biologia) UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO, 1978.
- GILBERT, J. J. Suppression of rotifer populations by *Daphnia*: A review of the evidence, the mechanisms, and the effects on zooplankton community structure. **Limnol.**

- Oceanogr.**, Gralton, American Society of Limnology and Oceans, v.33, n.6., p. 1286-1303, 1988.
- GOLDMAN, C.R. Ecological aspects of water impoundment in the tropics. **Rev. Biol. Trop.**, San José: Universidad de Costa Rica, v.24 (Suppl.), p. 87-112, 1976.
- GOLTERMAN, H.L. & CLYMO, R.S. **Methods of chemical analysis of freshwaters**. Oxford: Blackwell Sci. Publ., 1969. 172 p (IBP Handbook, 8)
- GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHMSTAD, M.A.M. **Methods for physical and chemical analysis of fresh waters**. Oxford: Blackwell Sci. Publ., 1978. 214 p.
- HASLE, G.R. & FRYXELL, G.A. Diatoms: cleaning and mounting for light and electron microscopy. **Trans. Am. microsc. Soc.**, Lawrence: American Microscopical Society, v.89, n.4, p. 469-474, 1970.
- HYNES, H.B.N. **The ecology of running waters**. Liverpool: Liverpool Univ. Press, 1970. 555 p.
- HUTCHINSON, G.E. **A treatise on limnology. I. Geography, physics and chemistry**. 2 ed. New York: John Wiley, 1975. 1015 p.
- ITAIPU BINACIONAL **Seminário da Itaipu Binacional sobre meio ambiente, 2** Foz do Iguaçu, 1987. Anais... Foz do Iguaçu: Itaipu Binacional, 1987. 249 p.
- JULIO, Jr, H.F.; CECILIO, E.B.; PAVANELLI, C. S. Distribuição espacial, temporal e abundância de *Trachydoras paraguayensis* (Siluriformes, Doradidae) na região do reservatório de Itaipu, rio Paraná e tributários. **Revista UNIMAR**, Maringá: Fundação Universidade de Maringá, v.13, n.2, p. 237-238, 1991.
- KEATING, R. A barragem de Assuam e seus efeitos sobre o ambiente. The Open University, Environment File Doc. 4 Technology Foundation Course Unit 25 (trad. G.Y. Shimizu) 1972.
- KOROLEFF, K. Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. (org.) **Methods of seawater analysis**. Verlag: Chemie Wheinhein, 1976. p. 117-181, 1976.
- KUHLMANN, M.L. **Estudo da comunidade de invertebrados bentônicos na zona profunda da Represa de Paraibuna (SP)**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 1993. Dissertação

- (Mestrado em Ecologia) UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, 1993. 158 p.
- KUHLMANN, M.L.; BRANDIMARTE, A.L.; SHIMIZU, G.Y. Comparação preliminar das comunidades bentônicas das zonas litoral e profunda da Represa de Paraibuna, SP. In: **Congresso Brasileiro de Limnologia**, 3., Porto Alegre, 1990. Resumos... Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Limnologia, 1990. p.66
- LANGFORD, T.E. **Electricity generation and the ecology of natural waters**. Liverpool: Liverpool Univ. Press, 1983. 342 p.
- LAUDER, F.U. & LIEM, F. The evolution and interrelationships of the actinopterygian fishes. **Bull. Mus. Comp. Zool.** Cambridge: Harvard University, v.150, n.3, p. 95-197, 1983.
- LEWIS, Jr, W.M. Tropical limnology. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, Palo Alto: Annual Reviews Inc., v.18, p. 159-184, 1987.
- LIKENS, G.E. & BORMANN, F.H. Acid rain: a serious regional environmental problem. **Science**, Washington, DC, American Association for the Advancements of Science ,n.14, p. 1176-1179, 1974.
- LINNEAN SOCIETY Biological Survey of Nyumbu ya Mungu Reservoir, Tanzania. **Biol. J. Linn. Soc.**, London: Academic Press Limited, v.10, n.1, p. 1-157, 1978.
- LOBO, E. & LEIGHTON, G. Estruturas comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Rev. Biol. Mar.**, Viña del Mar, Instituto de Oceanologia, Universidade de Valparaíso, v. 22, n.1, p. 1-29, 1986.
- LOWE-McCONNELL, R.H. **Fish communities in tropical freshwaters: Their distribution, ecology and evolution**. London: Longman, 1975. 337 p.
- _____. **Man-Made lakes. Symposia of the Institute of Biology**, 15 London, 1976. 218 p.
- MACKERET, F.Y.H.; HERON, J.G.; TALLING, J.J. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. Ambleside: Freshwater Biological Associations, 1978. 120 p. (Scientific Publications, 36)
- MARGALEF, R. **Ecología**. Barcelona: Omega, 1974. 951 p.

- _____. *Limnologia*. Barcelona: Omega, 1983. 1010 p.
- MARINHO, M.M.; HUSZAR, V.L.M.; SAMPAIO, G.F. Comparação da estrutura da comunidade fitoplanctônica da Lagoa de Juturnaíba, nos períodos anterior e posterior à construção da Barragem no Rio São João, Araruama, RJ. In: Congresso Brasileiro de Limnologia, 3 Porto Alegre, 1990. Resumos... Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Limnologia, 1990. p.12
- MASON, Jr, W.T. & YEVICH, P.P. The use of Phloxine B and Rose Bengal stains to facilitate sorting benthic samples. *Trans. Am. Microsc. Soc.*, Lawrence, American Microscopical Society, v.26, n.2, p. 221-223, 1967.
- McLACHLAN, A.J. Development of some lake ecosystems invertebrates. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.*, London: Cambridge University Press, v.49, p. 365-397, 1974.
- _____. The changing role of terrestrial and autochthonous organic matter in newly flooded lakes. *Hydrobiologia*, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, v.54, n.3, p. 215-217, 1977.
- MEGURO, M. & SHIMIZU, G.Y. O Projeto Paraibuna: Estudo integrado dos ecossistemas na bacia hidrográfica de Paraibuna e Paraitinga, SP. *Simpósio sobre os Ecossistemas da Costa Brasileira*, 3., São Paulo, 1994 .
- MEGURO, M. et al. Estudo integrado de ecossistemas terrestres e aquáticos na Represa de Paraibuna: O ciclo hidrológico. In: Congresso Brasileiro de Limnologia, 3., Porto Alegre, 1990. Resumos... Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Limnologia, 1990. p. 286
- MOHANTY, R.P. Some investigations relating to environmental impacts of water resource projects. *J. Environ. Manage.*, London: Academic Press, n.24, p. 315-336, 1987.
- MONTEIRO, M. T. da S. Ciclo anual do zooplankton de uma albufeira recém-formada - Odivelas. *Bol. Inst. Nac. Invest. Pesca*, n.11, p. 71-81, 1984.
- MOREIRA, J.A.; CRUZ, J.A.; GIRARDI, L. Aspectos populacionais da ictiofauna do reservatório de Jurumirim (rio Paranapanema, CESP, São Paulo): Composição, frequência e constância de captura. In: Encontro Brasileiro de Ictiologia, 10., São Paulo, 1993. Resumos... São Paulo: Sociedade Brasileira de Ictiologia, 1993. p. 111

- MOUCHET, P.C. Influence of recently drowned terrestrial vegetation on the quality of water stored in impounding reservoirs. **Verh. int. Ver. Limnol**, Hickory Corners: Societas Internationalis Limnologiae, v.22, n.3, p. 1608-1619, 1984.
- NILSSEN, J.P. Tropical lakes - functional ecology and future development: the need for process oriented approach. **Hydrobiologia**, Dordrecht: Kluwer Academic Press, v.113, n.2, p. 231-242, 1984.
- NORTHCOTE, T.G.; ARCIFA, M.S.; FROELICH, O. Effects of impoundment and drawdown on the fish community of a South American river. **Ver. int. Ver. Limnol**, Hickory Corners: Societas Internationalis Limnologiae, v. 22, n.4, p. 2704-2711, 1985.
- OBENG, L.E. (ed.) **Man-made lakes: The Accra Symposium**. Accra: Ghana Univ., 1969. 398 p.
- ODINGO, R.S. (ed.) **An African dam. Ecological survey of the Kamburu/Gtaru hydro-electric dam area, Kenya**. **Ecol. Bull.**, Copenhagen: Munksgaard, n.29, p. 1-183, 1979.
- ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1986. 434 p.
- PAIVA, M.P. **A ictiofauna e as grandes represas brasileiras**. Rio de Janeiro: ELETROBRAS, 1978. 37 p.
- _____. **Grandes represas do Brasil**. Brasília: Editerra, 1982. 292 p.
- _____. **Peixes e pescas de águas interiores do Brasil**. Brasília: Editerra, 1983. 158 p.
- PAYNE, A.I. **The ecology of tropical lakes and rivers**. Chichester: John Wiley & Sons, 1986. 301 p.
- PEDROZO, F. & BONETTO, C. Influence of river regulation on nitrogen and phosphorus mass transport in a large South American river. **Regulated Rivers: Research and Management**, Chichester: John Wiley & Sons, Ltd, v.4, n.1, p. 59-70, 1989.
- PETR, T. Tropical man-made lakes - their ecological impact. **Arch. Hydrobiol.**, Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, v.81,, n.3, p. 368-383, 1978.

- PETRERE, Jr, M. River fisheries in Brazil: a review. **Regulated Rivers: Research and Management**, Chichester: John Wiley & Sons Ltd., v.4, n.1, p. 1-16, 1989.
- PETTS, G.E. **Impounded rivers. Perspectives for ecological management**. Chichester: John Wiley & Sons, 1984. 326 p.
- PETTS, G.E. & WOOD, R. (org.) River regulation in the United Kingdom. **Regulated Rivers: Research and Management**, Chichester: John Wiley & Sons Ltd, v.2, n.3. p. 199-477, 1988.
- PIELOU, E.C. **Ecological Diversity**. New York: John Wiley, 1975. 165 p.
- PINTO, S.Y.S. Ictiofauna das bacias dos Rios Paraná (em território brasileiro) e Jacuí. RS, Relatório apresentado à Centrais Elétricas Brasileiras S.A. s.c.p: s.n., 1978. 38 p.
- RIDLEY, J.E. & STEEL, J.A. Ecological aspects of river impoundment. In: Whitton, B.A. (ed.) **River Ecology**. Berkeley: Univ. of California, 1975. p. 565-587
- ROGGERI, H. **African dams. Impacts on the environment**. Nairobi: Environmental Liaison Center, 1985. 63 p.
- ROHDE, W. Limnology turns to warm water. **Arch. Hydrobiol.**, Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, v.73, n.4, p. 537-546, 1974.
- ROMANINI, P.U. **Distribuição e ecologia alimentar de peixes no Reservatório de Americana, SP**. São Paulo, Instituto de Biociências, USP 2 vols Dissertação (Mestrado em Ecologia)- UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, 1989.
- SANDGREN, C.D. & ROBINSON, J.V. A stratified sampling approach to compensating for non-random sedimentation of phytoplankton cells in inverted microscope settling chambers. **Br. Phycol. J.**, London: Academic Press Limited, v.19, n.1, p 67-72, 1984.
- SCOPE **Man-made lakes as modified ecosystems**. Paris, International Council of Scientific Unions, Scientific Committee on Problems of the Environment, 1992. 76 p. (SCOPE Report, 2)
- SEARS, J. & BRAGG, K. Bio-Bio: A river under thread. **The Ecologist**, Wadeblidge, Ecosystems, v.17, n.1, p. 15-20, 1987.

- SEMA Relatório da Qualidade do Meio Ambiente. Brasília: Secretaria Especial do Meio Ambiente, Ministério do Interior, 1984. 276 p.
- SEQ Estudos de viabilidade de Serra Quebrada, estudos ambientais. Relatório Final de Ictiofauna. S.l.: ELETRONORTE, 1990. 161 p.
- SHIMIZU, G.Y. et al. Estudo integrado de ecossistemas terrestres e aquáticos na Represa de Paraibuna, SP: Limnologia. IN: Congresso Brasileiro de Limnologia, 3., Porto Alegre, 1990. Resumos... Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Limnologia, 1990. p. 284
- SINGH, J.S.; PANDEY, U.; TIWARI, A.K. Man and forests: a central Hymalayan case study. *Ambio*, Stockholm: Royal Swedish Academy of Sciences, v.13, n.2, p.80-87, 1984.
- SOUTHWOOD, T.R.E. Ecological methods - With particular reference to the study of insect populations. 2 ed. New York: Chapman & Hall/Methuen, 1978. 524 p.
- TELES, H.M.S. & VAZ, J.F. Distribuição de *Biomphalaria straminea* (Dunker, 1948) (Pulmonata, Planorbidae) no Estado de São Paulo. *Ciênc. Cult.*, São Paulo: SBPC, v.40, n.2, p. 173-176, 1988.
- TORLONI, C.E.C. et al. Pesca artesanal e produção pesqueira no reservatório da UHE Mario Lopes Leão, Promissão, Estado de São Paulo. São Paulo: CESP, 1991. 17 p.
- _____. A pescada do Piauí, *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Perciformes), nos reservatórios da CESP. São Paulo: CESP, 1993. 23 p.
- UEHLINGER, V. Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. *Arch. Sciences*, Geneva: Société de Physique et d'Histoire Naturelle, v.17, n.2, p. 121-123, 1984.
- UIEDA, U.S. Ocorrência e distribuição dos peixes em um riacho de água doce. *Revta brasil. Biol.*, Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, v.44, n.2, p. 203-213, 1984.
- UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. int. Verein. theor. angew. Limnol.*, Stuttgart: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, n.9, p. 1-38, 1958.

VAN DER HEIDE, J. Lake Brokopondo. Filling phase limnology of a man-made lake in the humid tropics. Amsterdam: Vrije Universiteit te Amsterdam, 1982. 428 p.

VAZ, J.F.; TELES, H.M.S.; TAKAKU, L. Levantamento planorbídico do Estado de São Paulo: 7^a Região Administrativa. Ciên. Cult., São Paulo: SBPC, v.37, n.12, p. 2057-2062, 1985.

WETZEL, R. G. Limnology. 2 ed. Philadelphia: Saunders College, 1983. 760 p.

WETZEL, R.G. & LIKENS, G.E. Limnological analyses. Philadelphia: W.B. Saunders, 1979. 357 p.

Which way high dam? News Alert, Nairobi, v.1, n.2, p. 3-4, 1984.